

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

DOUGLAS RUFINO VAZ

CARACTERIZAÇÃO DENDROMÉTRICA E ESTUDOS
DENDROCRONOLÓGICOS DE REMANESCENTES PRIMÁRIOS E
ANTROPIZADOS DE FLORESTA DE ARAUCÁRIA, EM SANTA CATARINA

LAGES

2022

DOUGLAS RUFINO VAZ

**CARACTERIZAÇÃO DENDROMÉTRICA E ESTUDOS
DENDROCRONOLÓGICOS DE REMANESCENTES PRIMÁRIOS E
ANTROPIZADOS DE FLORESTA DE ARAUCÁRIA, EM SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Engenharia Florestal pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal –PPGEF, da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.
Orientador: Prof. Dr. Mário Dobner Júnior.
Co-Orientador: Prof. Dr. Marcos Felipe Nicoletti.

LAGES

2022

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Vaz, Douglas Rufino

CARACTERIZAÇÃO DENDROMÉTRICA E ESTUDOS
DENDROCRONOLÓGICOS DE REMANESCENTES
PRIMÁRIOS E ANTROPIZADOS DE FLORESTA DE
ARAUCÁRIA, EM SANTA CATARINA. / Douglas Rufino Vaz. --
2022.

86 p.

Orientador: Mário Dobner Júnior

Coorientador: Marcos Felipe Nicoletti

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Lages, 2022.

1. Araucaria angustifolia. 2. Caracterização florestal. 3. Estudos
dendrométrico. 4. Crescimento-antigo. 5. Dendrocronologia. I.
Dobner Júnior, Mário. II. Nicoletti, Marcos Felipe. III. Universidade
do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. IV. Título.

DOUGLAS RUFINO VAZ

**CARACTERIZAÇÃO DENDROMÉTRICA E ESTUDOS
DENDROCRONOLÓGICOS DE REMANESCENTES PRIMÁRIOS E
ANTROPIZADOS DE FLORESTA DE ARAUCÁRIA, EM SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Engenharia Florestal pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal –PPGEF, da Universidade do Estado de Santa Catarina – Udesc.

Orientador: Prof. Dr. Mário Dobner Júnior.

Co-Orientador: Prof. Dr. Marcos Felipe Nicoletti.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Mário Dobner Júnior

Universidade do Estado de Santa Catarina

Membros:

Prof. Dr. Thiago Floriani Stepka

Universidade do Estado de Santa Catarina

Prof. Dr. Marcelo Callegari Scipioni

Universidade Federal de Santa Catarina

Lages, 27 de outubro de 2022.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus por tudo que passei, pela força e energia que me deu para realizar esse sonho, e ultrapassar todas as barreiras impostas em meu caminho.

Agradeço a minha família por todo o ensinamento e educação que me passaram, e por estarem sempre me apoiando em minhas tomadas de decisões. Aos meus amigos, que ao longo desse tempo se tornaram pilares de confiança e amizade, vencendo as etapas dessa nova fase na vida acadêmica.

Agradeço a cada um que de uma forma ou de outra, me ajudou a crescer profissionalmente, como pessoalmente, seja por meio de um conselho, palavras de apoio, puxões de orelha e por cada risada, esses momentos estarão para sempre eternizados em minha memória.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da UDESC, por todo o apoio, ensinamentos e novas amizades que me foram proporcionadas.

Agradeço a FAPESC, por todo o apoio aos pesquisadores, alunos e professores do nosso programa, possibilitando a execução dessas pesquisas.

Agradeço em especial a empresa Florestal Gateados, por nos permitir a realização desse estudo de grande impacto técnico-científico em nossas florestas naturais, por todo apoio na coleta dos dados, com certeza uma experiência enriquecedora para ambas as partes.

Agradeço aos professores que durante esses anos se tornaram mais que mestros, mas sim amigos, compartilhando todo o seu conhecimento, obrigado de coração a cada um. Agradeço meu orientador, Mário Dobner Júnior, que sempre estava disposto a me ajudar e sanar minhas dúvidas, me trazendo conselhos que levarei por toda a minha vida.

Agradeço especialmente a todo o apoio e parceria do pessoal da DRS Consultoria e Tecnologia Florestal, por entender cada passo dessa etapa e principalmente caminharmos lado a lado em busca desta conquista. Por fim, só tenho a agradecer, muito obrigado.

RESUMO

A Floresta de Araucária é uma das fisionomias mais ameaçadas do Brasil devido à extração seletiva de madeira e ao desmatamento, principalmente durante o século XX. A maioria dos seus remanescentes são florestas secundárias com menos de 50 ha, o que corrobora, para que florestas de crescimento-antigo sejam extremamente raras. Ao apresentar a caracterização de florestas raras de crescimento-antigo em comparação com florestas secundárias, o presente estudo apresenta resultados quanto a sua composição, estrutura e caracterização dendrométricas dos cenários estudados. No total, 22 conglomerados foram instalados: 12 conglomerados (37 unidades de parcela, 37.000 m²) em floresta de crescimento-antigo e 10 conglomerados (38 unidades de parcela, 38.000 m²) em floresta secundária. As análises incluíram uma caracterização dendrométrica (N , d , d_{dom} , h , h_{dom} , G , V e IPA), uma classificação fitossociológica e análises multivariadas. Os resultados indicaram que as florestas de crescimento-antigo e secundárias apresentam diferenças relevantes nos níveis dendrométrico e fitossociológico. O volume de florestas de crescimento-antigo, 582 m³ha⁻¹ (362–893 m³ha⁻¹), é substancialmente superior ao observado para florestas secundárias, 334 m³ha⁻¹ (193–501 m³ha⁻¹). *A. angustifolia* responde por 55% (6–90%) do volume nas florestas de crescimento-antigo, mas 21% (0–52%) nas secundárias, mesmo as florestas secundárias apresentando uma maior taxa de ingresso de indivíduos de *A. angustifolia* após a sua extração seletiva. A taxa de crescimento (IP) dos indivíduos é similar nos dois tipos de florestas, apresentando uma média de 0,2 cm ano⁻¹. A análise multivariada mostrou que as florestas de crescimento-antigo estão positivamente correlacionadas com d , h e G , mas negativamente correlacionadas com a riqueza de espécies (S) e o índice de Shannon.

Palavras-chave: *Araucaria angustifolia*; Caracterização florestal; Estudos dendrométrico; Fitossociologia; Crescimento-antigo; Secundárias.

ABSTRACT

The Araucaria Forest is one of the most threatened physiognomies in Brazil due to selective logging and deforestation, mainly during the 20th century. Most of its remnants are secondary forests of less than 50 ha, which confirms that old-growth forests are extremely rare. By presenting the characterization of rare old-growth forests in comparison with secondary forests, the present study presents results regarding their composition, structure and dendrometric characterization of the scenarios studied. In total, 22 clusters were installed: 12 clusters (37 plot units, 37,000 m²) in old-growth forest and 10 clusters (38 plot units, 38,000 m²) in secondary forest. The analyzes included a dendrometric characterization (N , d , d_{dom} , h , h_{dom} , G , V and IPA), a phytosociological classification and multivariate analyses. The results indicated that the old-growth and secondary forests present relevant differences in the dendrometric and phytosociological levels. The volume of old-growth forests, 582 m³ha⁻¹ (362–893 m³ha⁻¹), is substantially higher than that observed for secondary forests, 334 m³ha⁻¹ (193–501 m³ha⁻¹). *A. angustifolia* accounts for 55% (6–90%) of the volume in old-growth forests, but 21% (0–52%) in secondary forests, even though secondary forests have a higher ingress rate of *A. angustifolia* individuals. after its selective extraction. The growth rate (IP) of individuals is similar in both types of forests, with an average of 0.2 cm year⁻¹. Multivariate analysis showed that old-growth forests are positively correlated with d , h and G , but negatively correlated with species richness (S) and Shannon index.

Keywords: *Araucaria angustifolia*; Forest characterization; Dendrometric studies; Phytosociology; Old-growth; Secondary.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	10
1.1	PROBLEMA DE PESQUISA.....	11
1.2	OBJETIVOS.....	12
1.2.1.	Objetivo Geral	12
1.2.2.	Objetivos Específicos	12
1.3	HIPOTESES.....	12
1.4	JUSTIFICATIVA	13
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1	FLORESTA DE ARAUCÁRIA.....	13
2.2	CONSERVAÇÃO PELO USO	15
2.3	INDÍCES DE DIVERSIDADE	17
3.	CAPÍTULO I: OLD-GROWTH AND SECONDARY ARAUCARIA FOREST CHARACTERIZATION	20
3.1.	INTRODUCTION	20
3.2.	HYPOTHESES AND OBJECTIVES.....	21
3.3.	MATERIALS AND METHODS	21
3.3.1.	Study site.....	21
3.3.2.	Data collection.....	23
3.3.3.	Data analyses.....	25
3.4.	RESULTS	31
3.4.1.	Dendrometric characterization of old-growth and secondary forest....	31
3.4.2.	Diversity indices and phytosociological classification.....	34
3.4.3.	Dendrometric characteristics and the segregation of old-growth and secondary forest	37
3.5.	DISCUSSION.....	38
3.6.	CONCLUSIONS	42
4.	CAPÍTULO II: CRESCIMENTO E PRODUTIVIDADE DA ARAUCÁRIA EM FRAGMENTOS SECUNDÁRIOS E DE CRESCIMENTO-ANTIGOS – PERCEPÇÕES PARA O MANEJO SUSTENTÁVEL	43
4.1.	INTRODUÇÃO.....	43
4.2	HIPÓTESES E OBJETIVOS	44
4.3.	MATERIAL E MÉTODOS	45

4.3.1.	Local de estudo.....	45
4.3.2.	Coleta e preparação de amostras	46
4.3.3.	Dados e análise de anéis de crescimento	48
4.4.	RESULTADOS	50
4.4.1.	Florestas secundárias.....	50
4.4.2.	Floresta de crescimento-antigo.....	52
4.4.3.	Ajuste de modelos de crescimento nos fragmentos secundários e fragmentos de crescimento-antigo e diferenças entre os ambientes.....	53
4.5.	DISCUSSÃO.....	58
4.6.	CONCLUSÕES	61
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62
	MATERIAL SUPLEMENTAR A	81
	MATERIAL SUPLEMENTAR B	84

1. INTRODUÇÃO

A floresta da Mata Atlântica, onde encontrasse a Floresta ombrófila mista (Floresta de Araucária) é uma das fitofisionomias florestais mais valiosas do ponto de vista ecológico, por apresentar espécies raras e endêmicas em suas áreas de ocorrência, devido a essa riqueza de paisagens que são encontradas no bioma, o conhecimento de suas características fitossociológicas são fundamentais para o entendimento de nossas florestas (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; CHAVES *et al.*, 2013). No final do século XX, menos de 4% da cobertura original de Florestas de Araucária remanesceram em estágios avançados, ou como denominadas no presente estudo, florestas maduras. (GUERRA *et al.*, 2002).

Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze – Araucariaceae, (Pinheiro Brasileiro ou Pinheiro do Paraná) é a espécie símbolo da floresta ombrófila mista, sendo uma espécie imponente e dominante, estando entre umas das maiores árvores do sul do Brasil, quando maduras (OLIVEIRA *et al.*, 2009; Scipioni *et al.*, 2019). Devido a sua intensa exploração principalmente no século passado, a *A. angustifolia* encontra-se ameaçada de extinção (IBAMA, 1992; THOMAS, 2013).

Desde o final do século passado, é proibido todo e qualquer aproveitamento comercial madeireiro de Araucária provenientes de populações naturais, impossibilitando a autorização de corte e exploração dessas espécies (CONAMA, 2001). Passados mais de 20 anos da restrição ao uso da madeira de Araucária, o quadro continua preocupante: redução da área natural, redução da área plantada, insuficiente regeneração natural da espécie nas áreas remanescentes fragmentadas e desprezo ocorrido entre o produtor rural com a espécie (THOMÉ, 1995; GASPER *et al.*, 2017; EISFELD, 2020).

Brandes *et al.*, (2020) concluiu que, apesar das proibições em vigor perante lei, e dentre todas as espécies madeireiras ameaçadas no Brasil, a Araucária foi a que apresentou o maior volume comercializado entre 2012 e 2016, com um total de 3,2 milhões de m³ no período. Esse conjunto de associações, destacada pela legislação proibitiva da remoção da *A. angustifolia* e a falta de interesse dos proprietários, faz com que ocorra a redução drástica dos seus remanescentes, a perda de diversidade genética e a presença de distúrbios constantes nessas áreas, fazendo com que grande parte dessa madeira comercializada, seja proveniente de florestas naturais (HESS *et al.*, 2010; CORADIN; SIMINSKI; REIS, 2011).

Cubas (2011), assim como Mazon, Silva e Watzlawick (2019), destacaram que são necessários mais estudos sobre essa composição florística, e conseqüentemente das suas espécies, juntamente com estudos da sua estrutura e dinâmica das espécies florestais características dessa região.

1.1 PROBLEMA DE PESQUISA

Atualmente parece óbvio que apenas restrições legais para o corte da *A. angustifolia*, embora tenham sido necessárias, não são mais suficientes para a sua conservação. Após décadas de proibição legal, a Araucária é conscientemente eliminada das propriedades rurais, ainda em estágios juvenis de desenvolvimento, a fim de evitar complicações futuras pelos proprietários (GASPER *et al.*, 2017; HUSS *et al.*, 2020, EISFELD, 2020).

Há estratégias mais eficientes, que incluem o homem como parte do meio, num contexto conhecido como 'conservação pelo uso' dos recursos naturais. Um conceito mundialmente conhecido e praticado, partindo do princípio de que somente aquilo que pode ser utilizado, e tem valor, será protegido (NAUBER, 1995). Este entendimento não é novo no meio científico e já foi apresentado para a floresta ombrófila mista em trabalhos anteriores (NUTTO, 2001; SANQUETTA; MATTEI, 2006; HUSS *et al.*, 2020).

Mesmo que inúmeros trabalhos tenham sido dedicados ao estudo da Floresta Ombrófila Mista e crescimento de *A. angustifolia* (por exemplo, HESS *et al.*, 2018a; HESS; RICKEN; CIARNOSCHI, 2018b; ORELLANA; VANCLAY, 2018; MINATTI *et al.*, 2019), raros foram aqueles que tiveram a oportunidade de avaliar em detalhe florestas maduras, com a máxima expressão local desta fitofisionomia. Isto se deve à raridade e dificuldade em encontrar este tipo de remanescentes, que compreendem menos de 4% da área remanescente desta tipologia (GUERRA *et al.*, 2002). Esta constatação é sustentada também pela baixa frequência de unidades amostrais instaladas e medidas em florestas maduras, assim evidenciadas a partir do estoque volumétrico presente, já no Inventário Nacional na década de 1980 (PELLICO NETTO, 1984) e, mais recentemente, no Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (VIBRANS *et al.*, 2013a). Observou-se, portanto, que a caracterização dendrométrica de florestas maduras desta tipologia é ainda insuficiente, e deve anteceder qualquer discussão sobre o seu manejo.

Mesmo sendo necessária a ampliação do conhecimento sobre florestas maduras desta fitofisionomia, é para as florestas secundárias que o manejo florestal deve ser considerado como uma ferramenta de 'conservação pelo uso'. Visto que há, no estado de

Santa Catarina, >1,3 milhão de hectares de remanescentes da floresta ombrófila mista, equivalente a >30% da cobertura original desta tipologia no estado, desconsiderando a área de campo nativo, e, em sua grande maioria, secundários e fortemente fragmentos (VIBRANS *et al.*, 2013a). Esses fragmentos estão inseridos, majoritariamente, em pequenas propriedades rurais e são vistos pelos proprietários como obstáculos ao uso do solo, apresentando um futuro incerto.

Uma alternativa é a conservação pelo seu uso, um conceito mundialmente conhecido e praticado, partindo do princípio de que somente aquilo que pode ser utilizado, e tem valor, será protegido (NAUBER, 1995), onde alguns autores já recomendam esse método para a floresta ombrófila mista (NUTTO, 2001; SANQUETTA; MATTEI, 2006; HUSS *et al.*, 2020).

1.2 OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo Geral

Quantificar, avaliar e modelar o crescimento dos indivíduos de *A. angustifolia* em florestas secundárias e maduras, com o auxílio de ferramentas dendrocronológicas.

1.2.2. Objetivos Específicos

Quantificar o estoque volumétrico de fragmentos maduros e secundários da Floresta de Araucária;

Diferenciar as áreas de *A. angustifolia* por meio da estatística multivariada, considerando a fisionomia florestal, índices fitossociológicos e dendrométricos.

1.3 HIPOTHESES

As hipóteses que norteiam o presente estudo são:

O crescimento volumétrico da *A. angustifolia* é superior em fragmentos secundários, onde os indivíduos são mais jovens e possuem maior espaço para o seu desenvolvimento;

A regeneração de indivíduos de *A. angustifolia* é mais abundante e o seu ingresso nas classes diamétricas menores é mais bem-sucedido quanto mais intensa a exploração;

Assim sendo, espera-se constatar que florestas de Araucária exploradas apresentam capacidade de recuperação e, portanto, podem ser manejadas de forma

sustentável em ciclos de produção com duração compatível com seu uso comercial e com viabilidade econômica.

1.4 JUSTIFICATIVA

Sabe-se que *A. angustifolia* possui reconhecido potencial madeireiro (MATTOS, 1972; AGUIAR *et al.*, 2014). Entretanto, o fato da legislação atualmente impossibilitar o seu uso/manejo de florestas de origem nativa, fez com que a mesma entrasse em esquecimento por parte da população e sendo substituídas por outras espécies de rápido crescimento, como as espécies do gênero *Pinus* spp.

Essa substituição, além de trazer uma falta de interesse após o fim do “ciclo da maneira” acarretado pelo extrativismo sem manejo das áreas nativas, fez com que a espécie fosse considerada como ameaçada de extinção, pois devido a sua legislação restritiva, ocorreu uma diminuição significativa da regeneração desses indivíduos o que vem a acarretar uma perda de variabilidade genética, sendo o fator principal do ingresso da espécie na lista de extinção (GASPER *et al.*, 2017; HUSS *et al.*, 2020, EISFELD, 2020).

Esse trabalho visa mostrar que o manejo de áreas naturais, por meio de um corte seletivo da espécie, favorece o desenvolvimento dessas áreas, seja por meio do incremento em volume das árvores remanescentes, como também da regeneração da espécie, além disso, é fundamental possuir informações quantitativas para subsidiar o uso sustentável destes recursos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 FLORESTA DE ARAUCÁRIA

O patrimônio natural brasileiro é um dos mais ricos do mundo, expressado principalmente pela sua extensão territorial, onde vários ambientes são encontrados, muitos com características peculiares, o que possibilita ao alto grau de diversidade e endemismo das espécies biológicas, e sua gama de variabilidade genética, apresentando uma importante relevância mundial, quando se trata de biodiversidade. Porém o Brasil apresenta um sério problema, pois é um dos países que se destaca pelas suas elevadas taxas de desmatamento e degradação dos seus ambientes naturais, principalmente no bioma Mata Atlântica, criando assim desafios para a conservação e os estudos de suas espécies nativas (MMA, 2000; ASSUNÇÃO; FELFILI, 2004; CHAVES *et al.*, 2013).

Dentre os mais vastos ambientes encontrados no Brasil, destaca-se também a Floresta Ombrófila Mista (FOM), também denominada como Mata dos Pinhais, ou Floresta de Araucária. Em um primeiro momento, 2/3 da área do estado de Santa Catarina era coberto por esse tipo de formação, com exceção nas regiões dos vales e afluentes do Rio Itajaí e do Rio Uruguai, em parte do Oeste e das regiões litorâneas do estado (MATTOS, 1972).

No final do século XX, menos de 3% da cobertura original de Florestas de Araucária remanesceram em estágios avançados (GUERRA *et al.*, 2002), ou, como denominadas no presente estudo, florestas maduras. Como consequência da intensa exploração nas décadas passadas, a Araucária é atualmente definida como criticamente ameaçada (THOMAS, 2013). Desde o final do século passado, é proibido todo e qualquer aproveitamento comercial madeireiro de Araucária provenientes de populações naturais, (Portaria n. 37, IBAMA, 1992; Resolução CONAMA n. 278, 2001). Passados mais de 20 anos da restrição ao uso da madeira de Araucária, o quadro continua preocupante: redução da área natural, redução da área plantada, insuficiente regeneração natural da espécie nas áreas remanescentes fragmentadas e desprezo ocorrido entre o produtor rural com a espécie (GASPER *et al.*, 2017; EISFELD, 2020).

De acordo com Hueck (1972), Scipioni *et al.* (2019; 2022), ainda é possível encontrar matas virgens desse tipo de formação florestal, principalmente nos municípios de São Joaquim, Curitibaanos e Chapecó, mas sabe-se que esse é um fato bem raro e difícil de ser encontrado, pois essa formação florestal sofreu por um processo severo de exploração no passado, especialmente a espécie de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, sendo essa a espécie que caracteriza essa fitofisionomia local.

Desde os próprios caboclos, quanto por parte da colonização europeia em grande parte do estado, no final do século XIX e início do século XX, os principais recursos florestais presentes na região sofreram com o processo exploratório, seja para a construção de casas e galpões, para a realização de aberturas de áreas para as atividades agropecuárias, ou para a obtenção de renda por meio da venda dessa madeira. Além da *Araucaria angustifolia*, outras espécies como a imbuia (*Ocotea porosa*), a canafístula (*Peltophorum dubium*) e o cedro (*Cedrela fissilis*), sofreram com a exploração na área (CORADIN; SIMINSKI; REIS, 2011; RUSCHEL *et al.*, 2003).

A grande exploração dessas árvores antigamente, faz com que sua presença se torne cada vez mais difícil, e que as mesmas se encontrem em um nível muito abaixo da

quantidade original já apresentada na área (RUSCHEL *et al.*, 2003; SCIPIONI *et al.*, 2019).

Cubas (2011), destacou que são necessários mais estudos sobre essa composição florística, e conseqüentemente das suas espécies, juntamente com estudos da sua estrutura e dinâmica das espécies florestais características dessa região. Por isso, é de extrema importância que se tenha reservas expressivas dessa formação, pois a decorrência desse estudo é através de um monitoramento contínuo da floresta, por meio de parcelas permanentes, sendo possível realizar análises dessas comunidades florestais em um longo espaço de tempo, facilitando, portanto, a sua caracterização.

Apesar das proibições em vigor perante lei, e dentre todas as espécies madeiras ameaçadas no Brasil, a Araucária foi a que apresentou o maior volume comercializado entre 2012 e 2016, com um total de 3,2 milhões de m³ no período (BRANDES *et al.*, 2020). Estes resultados indicam duas conclusões importantes: a primeira diz respeito à demanda, ou seja, mesmo implicando em crimes ambientais, características da madeira sustentam a sua procura e; a segunda, é que deixa muito claro que a legislação, por si só, não tem sido eficiente nessa causa.

2.2 CONSERVAÇÃO PELO USO

A falta de informação técnica, entrelaçada com a legislação, em parte extremamente rígida, faz com que existam uma certa negação em relação ao seu uso, o que faz com que os agricultores e proprietários de terras se sintam “obrigados” a manter suas áreas de florestas nativas, sem ao menos conseguirem aproveitar e obter lucro da sua própria área, não conhecendo o potencial produtivo que tem em sua posse (CORADIN; SIMINSKI; REIS, 2011). Esse conjunto de associações, destacada pela legislação proibitiva da remoção da *A. angustifolia*, faz com que ocorra a redução drástica dos seus remanescentes, a perda de diversidade genética e a presença de distúrbios constantes nessas áreas (NUTTO, 2001; SANQUETTA, 2005).

Para Sanquetta (2005), uma maneira de conservar os remanescentes florestais da Floresta de Araucária, é estimulando o seu manejo sustentável, principalmente com a geração de informações e o desenvolvimento de tecnologias, que possibilitam um melhor aproveitamento e difusão de informações dessas áreas, visto que, a proibição do seu manejo, a proteção integral desses remanescentes perante lei, não está sendo capaz de manter uma boa estrutura quali-quantitativa deles. A proteção por meio da proibição do uso, causa uma sensação de desvalorização do bem, ocasionando, portanto, na sua perda

de interesse em meio a sua conservação. Estratégias de manejo que consideram a renda e a conservação, tornam-se mais eficientes (NAUBER, 1995; NUTTO, 2001).

Fantini, Siminski e Gaio (2016), segue o mesmo caminho de Nutto (2001), pois originalmente a lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428) permitia a exploração seletiva de espécies nativas desse bioma, porém, devido pressões de entidades e personalidades preservacionistas, os artigos que possibilitavam esse manejo, foram vetados. Isso foi acarretado de acordo com o autor, por três possíveis motivos: o primeiro motivo é a falta de conhecimento técnico-científico referente ao manejo de florestas naturais e secundárias; o segundo voltado ao argumento conservacionista, onde o manejo dessas áreas não seria viavelmente econômico e; o terceiro motivo, voltado a visão preservacionista a fundo.

Todos os motivos podem ser facilmente refutados, mas o que mais chama a atenção é o segundo, pois em uma análise conservadora de Fantini, Siminski e Gaio (2016), existem aproximadamente 30 milhões de m³ de madeira em toras para ser colhidas no momento, equivalendo a aproximadamente 10 milhões de m³ de madeira serrada, o que poderia gerar monetariamente valores que chegam aproximadamente nas cifras dos R\$ 10 bilhões de reais. Portanto, esse dinheiro estaria presente para os pequenos proprietários, sendo uma importante fonte de renda, o que acarretaria uma melhoria das suas condições socioeconômicas, e gerariam resultados socioeconômicos importantíssimos (FANTINI; SIMINSKI; GAIO, 2016).

Sabe-se que a proteção por meio da proibição do uso, causa uma sensação de desvalorização do bem, ocasionando, portanto, na perda de interesse dos proprietários rurais, que detém estes remanescentes (NAUBER, 1995; NUTTO, 2001). Estratégias de manejo que consideram a renda e a conservação são mais eficientes. É neste contexto que o manejo florestal deve ser entendido como um elemento decisivo para perpetuar a sobrevivência da Araucária, contribuindo para estimular a regeneração natural, aumentar a taxa de crescimento das árvores remanescentes e diminuir as taxas de mortalidade natural da floresta (SANQUETTA; MATTEI, 2006; LONGHI *et al.*, 2018). A forte relação entre o diâmetro de copa e diâmetro do fuste é elemento chave para o favorecimento consciente de árvores individuais e, desta forma, explorar todo o potencial de crescimento e produção da Araucária, possibilitando que a espécie se perpetue e volte a ganhar importância principalmente com o produtor rural, se tornando uma fonte de renda extra e com extrema valoração (COSTA; FINGER; FLEIG, 2018; DOBNER JR. *et al.*, 2019).

Devido essas e outras afirmações, é extremamente importante que esses remanescentes sejam caracterizados e possivelmente modelados, a fim de quantificar sua produção de madeira ao longo do tempo, e principalmente, fornecer subsídios técnico-científicos que possam melhorar a legislação atual, e preencher as lacunas que ainda estão abertas acerca do tema, possibilitando o manejo sustentável adequado nessas áreas.

2.3 INDÍCES DE DIVERSIDADE

Com o intuito de classificar fitossociologicamente as áreas amostradas (secundária e crescimento-antigo), utilizou-se os índices de biodiversidade para verificar o grau de igualdade e similaridade entre as áreas. Os índices de biodiversidade analisados no trabalho são destacados abaixo (FELFILI; REZENDE, 2003; RICKLEFS, 2010).

Riqueza de espécie (*S*): número total de espécies presentes na área (FELFILI; REZENDE, 2003; RICKLEFS, 2010).

Grau de homogeneidade (*H*): exprime o grau de homogeneidade de uma floresta, sendo que quanto mais próximo de 1, maior é o grau de homogeneidade (LIMA FILHO, *et al.*, 2001).

A equação utilizada foi disposta por Labouriau e Matos Filho em 1948, sendo:

$$H = \frac{(\sum x - \sum y)}{\sum N} * n \quad (1)$$

$\sum x$ = número de espécies com 80 - 100% de frequência absoluta;

$\sum y$ = número de espécies com 0 – 20% de frequência absoluta;

$\sum N$ = número total de espécie;

n = número de classes de frequência.

Índice de Margalef (*D*): índice de diversidade que considera que todas as espécies estão uniformemente distribuídas na área, aumentando a riqueza de espécie, na medida que aumenta o logaritmo do tamanho da amostra (RICKLEFS, 2010; LIMA; DOS SANTOS SOUZA; PEDERASSI, 2016).

Sua equação é disposta da seguinte maneira (RICKLEFS, 2010; KANIESKI *et al.*, 2012):

$$D = \frac{(S - 1)}{\ln N} \quad (2)$$

S = número total de espécies presentes na área;

$\ln(N)$ = logaritmo natural do número de indivíduos amostrados.

Índice de Menhinick (D): índice de biodiversidade que leva em consideração a relação entre o número de espécie e o número total de indivíduos observados (RICKLEFS, 2010; KANIESKI *et al.*, 2012).

A equação utilizada é destacada por vários autores como Ricklefs (2010), Kanieski *et al.*, (2012), entre outros:

$$D = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad (3)$$

S = número total de espécies presentes na área;

N = número total de indivíduos amostrados.

Índice de Shannon-Wiener (H'): destacados por vários autores (SEMENSATTO, 2003; FELFILI; REZENDE, 2003; KANIESKI *et al.*, 2012; LIMA; DOS SANTOS SOUZA; PEDERASSI, 2016), o índice H' segue duas premissas principais, sendo a aleatoriedade do conjunto de dados em uma amostra grande e que todas as espécies são representadas.

Sua equação é demonstrada da seguinte maneira (FELFILI; REZENDE, 2003; KANIESKI *et al.*, 2012):

$$H' = - \sum p_i * \ln(p_i) \quad (4)$$

$$p_i = h_i/N \quad (5)$$

h_i = número de indivíduos da espécie “i”

N = número total de indivíduos na amostra.

Índice de Pielou (J'): o índice expressa o grau de equabilidade de uma área, ou seja, o grau de uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies encontradas (MOÇO *et al.*, 2005; KANIESKI *et al.*, 2012).

A equação é demonstrada da seguinte maneira (MOÇO *et al.*, 2005; KANIESKI *et al.*, 2012):

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (6)$$

$$H'_{max} = \ln(S) \quad (7)$$

$\ln(S)$ = logaritmo natural do número de espécie total na amostra.

Índice de Simpson (c): demonstra qual é a probabilidade de uma mesma espécie, ser retirada duas vezes na amostra de maneira aleatória, voltada a dominância de uma espécie. Quanto menor o valor de Simpson, maior é a diversidade do local (FELFILI; REZENDE, 2003; RICKLEFS, 2010).

Sua equação é demonstrada através da fórmula (KANIESKI *et al.*, 2012; LIMA; DOS SANTOS SOUZA; PEDERASSI, 2016):

$$c = \sum p_i^2 \quad (8)$$

$$p_i = h_i/N \quad (9)$$

h_i = número de indivíduos da espécie “i”

N = número total de indivíduos na amostra.

Índice dominância de McIntosh (Mc): o índice mostra o grau de dominância de uma espécie no local estudado, com valores entre 0 – 1. Onde quanto mais próximo de 1, mais homogeneamente distribuídos são os indivíduos na comunidade (McINTOSH, 1967; TÜRKMEN; KAZANCI, 2010).

A equação utilizada é destacada a seguir (McINTOSH, 1967; TÜRKMEN; KAZANCI, 2010):

$$Mc = \frac{N - \sqrt{\sum n_i^2}}{N - \sqrt{N}} \quad (10)$$

N = número total de indivíduos na amostra;

n_i = número de indivíduos da espécie “i”.

Índice de riqueza de McIntosh ($Mc R$): o índice mostra o grau de riqueza das amostras, onde quanto maior for o resultado, maior diversidade de espécie apresenta o local (McINTOSH, 1967).

A equação é demonstrada a seguir (McINTOSH, 1967):

$$Mc R = \sqrt{\sum n_i^2} \quad (11)$$

n_i = número de indivíduos da espécie “i”.

3. CAPÍTULO I: OLD-GROWTH AND SECONDARY ARAUCARIA FOREST CHARACTERIZATION

3.1. INTRODUCTION

Belonging to the Atlantic Forest biome in the highlands of southern Brazil, the Mixed Ombrophilous Forest, or Araucaria Forest, is one of the most valuable forest ecosystem from an ecological point of view, as it has rare and endemic species (Oliveira-Filho et al., 2015; Chaves et al., 2013). *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze – Araucariaceae (Brazilian pine or Paraná pine) is the symbolic species, being an imposing and dominant species, one of the largest trees in Brazil (Oliveira et al., 2009; Scipioni et al., 2019).

At the end of the 20th century, less than 3% of the original Araucaria Forest remained as primary remnants (Iob and Vieira, 2008), or as they are called in the present study, old-growth forests (Janis, 1997; Wirth et al., 2009; Molina-Valero et al., 2021). Due to selective logging or deforestation for pasture, done with the help of fire throughout the centuries, agriculture, or industrial plantation forestry with exotic species, Araucaria Forest is one of the most threatened ecosystems in Brazil, being highly fragmented. The so-called “wood cycle” was the intense exploitation of Araucaria Forest that took place during the 20th century, especially in its second half (Higuchi et al., 2012).

In the state of Santa Catarina, the great majority of remnants are less than 50 ha (Ribeiro et al., 2009; Vibrans et al., 2013a; Aguiar et al., 2017), thus implying that old-growth fragments of this ecosystem are extremely rare. Nevertheless, according to the Floristic and Forest Inventory of Santa Catarina (IFFSC), ~30% of the original cover remains as secondary fragments (Vibrans et al., 2012, 2013a).

Old-growth forests are characterized as undisturbed areas with numerous large trees, possibly rich in terms of tree species depending on the ecosystem, thus reinforcing the ecological importance of these remnants. Some additional points are important in characterizing old-growth forests, namely: (i) unequal age structure, multimodal or inverse-J shaped size distribution; (ii) the average age of the dominant species approaches half of their maximum longevity; (iii) some old trees are close to their maximum longevity; (iv) very low historical anthropic disturbance; and (v) shade-tolerant associate species in the area (Franklin and Spies, 1984; Spies, 2004; Wirth et al., 2009; Scipioni et al., 2019). Height and diameter distribution studies are often used to classify this type of forest; however, the age of individuals is also an important issue. For Douglas fir

(*Pseudotsuga menziesii*) dominated forest, old-growth fragments are the ones where individuals are >150 years old (Oliver and Larson, 1996). For the Araucaria Forest this knowledge is superficial and only recently recognized (Scipioni et al., 2022).

The rarity of old-growth fragments of Araucaria Forest may be one reason why previous phytosociological studies basically described secondary remnants, a few at advanced stages of succession, but still secondary ones (Gomes, 2005; Vibrans et al., 2011; SFB, 2018a; Scipioni et al., 2018; Vibrans et al., 2019). In fact, discovering old-growth fragments of Araucaria Forest is a difficult task and strongly depends on available information about the historical landscape use. Fragments were only preserved, i.e., kept out of selective logging during the last century, in very specific contexts. Sometimes, giant *A. angustifolia* individuals were conserved, but the surrounding trees were frequently logged (Scipioni et al., 2019).

By presenting the characterization of rare old-growth fragments of Araucaria Forest in comparison with the surrounding secondary ones, the present study delivers results about their composition, structure, and dendrometric characterization. The results for the old-growth fragments reinforce their rarity and reveal the until now poorly known primary araucaria forests.

3.2. HYPOTHESES AND OBJECTIVES

One main hypothesis motivated this study: the characterization of the Araucaria Forest described in previous studies, especially the dendrometric one, does not represent the original primary ecosystem. To test this hypothesis, old-growth forests were carefully selected and characterized. Additionally, by evaluating nearby secondary forests with known logging histories and periods, it was possible not only to compare forests, but also to address the recovery process after logging on this ecosystem.

This study aimed to characterize old-growth and secondary Araucaria Forest, at a dendrometric and phytosociological level, enabling a better understanding of this ecosystem in terms of maximum expression (old-growth) in comparison to selectively logged ones (secondary).

3.3. MATERIALS AND METHODS

3.3.1. Study site

The study sites are located in the highlands of southern Brazil (Figure 1). After Klein's (1978) ecosystem classification and the Floristic and Forest Inventory of Santa

Catarina (IFFSC) (Vibrans et al., 2012), the fragments are in the Araucaria Forest domain (Figure 1) within the Atlantic Forest (IBGE, 2012). Physical and meteorological characteristics are as follows (Klein, 1978; IBGE, 2012; Alvares et al., 2013; Dortzbach et al., 2016):

Elevation: 500–1,000 m asl.

Climate: humid-subtropical (Cfb).

Temperature: 16°C on average, ≥ 0 °C as absolute minimum.

Rainfall: 1,400–1,800 mm per year, evenly distributed throughout the year.

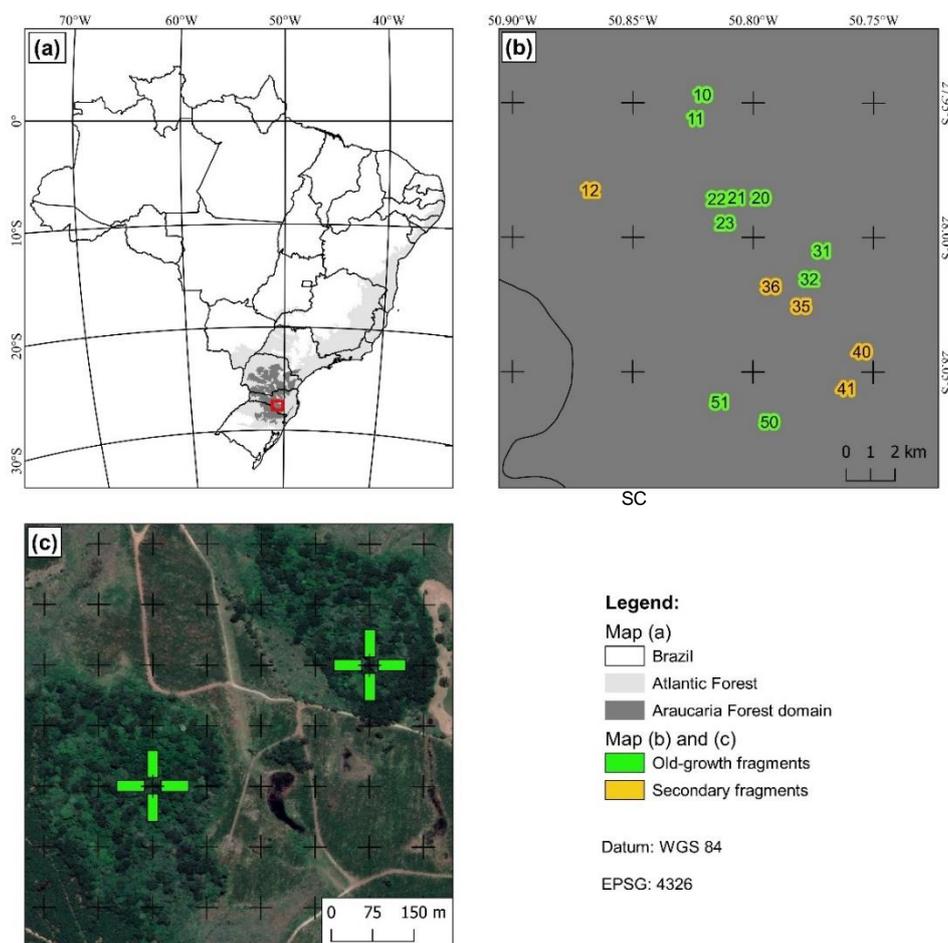
Frosts: 2–30 days per year.

Soil: majority cambisols and nitosols of volcanic origin (diabasic and basalt).

Landscape: relief is smooth-wavy to wavy, smooth-wavy to flat; the surroundings are made up of forest plantations (mainly with *Pinus taeda* L.) and grasslands.

FIGURE 1 - Studied fragments in the highlands of southern Brazil [map (a)], characterized as secondary (orange) and old-growth (green) ones [map (b)], as well as the sample units in cluster design [map (c)], located after a predefined UTM grid.

Fragments 21 and 22 are presented with more detail in map (c).



3.3.2. Data collection

Field inventory took place between the end of 2020 (November) and the beginning of 2021 (March). In total, 15 fragments of Araucaria Forest were evaluated: 10 fragments of old-growth forest and 5 fragments of secondary ones, where 12 and 10 sample units were sampled in a cluster design (Table 1 and Figure 1). All fragments are on private property, belonging to the Florestal Gateados Company and the Private Reserve of Natural Heritage (RPPN in Portuguese) Emílio Einsfeld Filho, named after the founder of the company, who selected some forest fragments to preserve during the “wood cycle”. Of the forests studied, three had areas greater than 50 ha, while the others were well delimited. The secondary fragments have a similar period of disturbance, between 1960–1980, because of selective logging of individuals with diameter at breast height (d) ≥ 40 cm, mainly *A. angustifolia* individuals, but sometimes also hardwood species.

TABLE 1: Studied fragments in southern Brazil, listed according to the fragment number and forest type: old-growth or secondary. The cluster number; the latitude, longitude, and elevation; as well as the fragment area are also given.

Fragment number	Cluster	Type	Latitude (S)	Longitude (W)	Elevation (m a.s.l.)	Fragment area (ha)
10	2	old-growth	27.95°	50.83°	921	4
11	1	old-growth	27.96°	50.82°	965	9
20	4	old-growth	27.99°	50.80°	985	12
21	3	old-growth	27.99°	50.81°	987	12
22	5	old-growth	27.99°	50.81°	975	8
23	6	old-growth	27.99°	50.81°	979	12
31	11	old-growth	28.01°	50.78°	755	7
32	7, 12, 13	old-growth	28.01°	50.78°	740	20
50	16	old-growth	28.07°	50.79°	790	>50
51	18	old-growth	28.06°	50.80°	720	>50
12	8, 9, 10	secondary	27.98°	50.87°	910	>50
35	14, 15	secondary	28.02°	50.78°	755	20
36	17	secondary	28.02°	50.79°	750	12
40	19, 20	secondary	28.04°	50.75°	840	12
41	21, 22	secondary	28.06°	50.76°	885	11

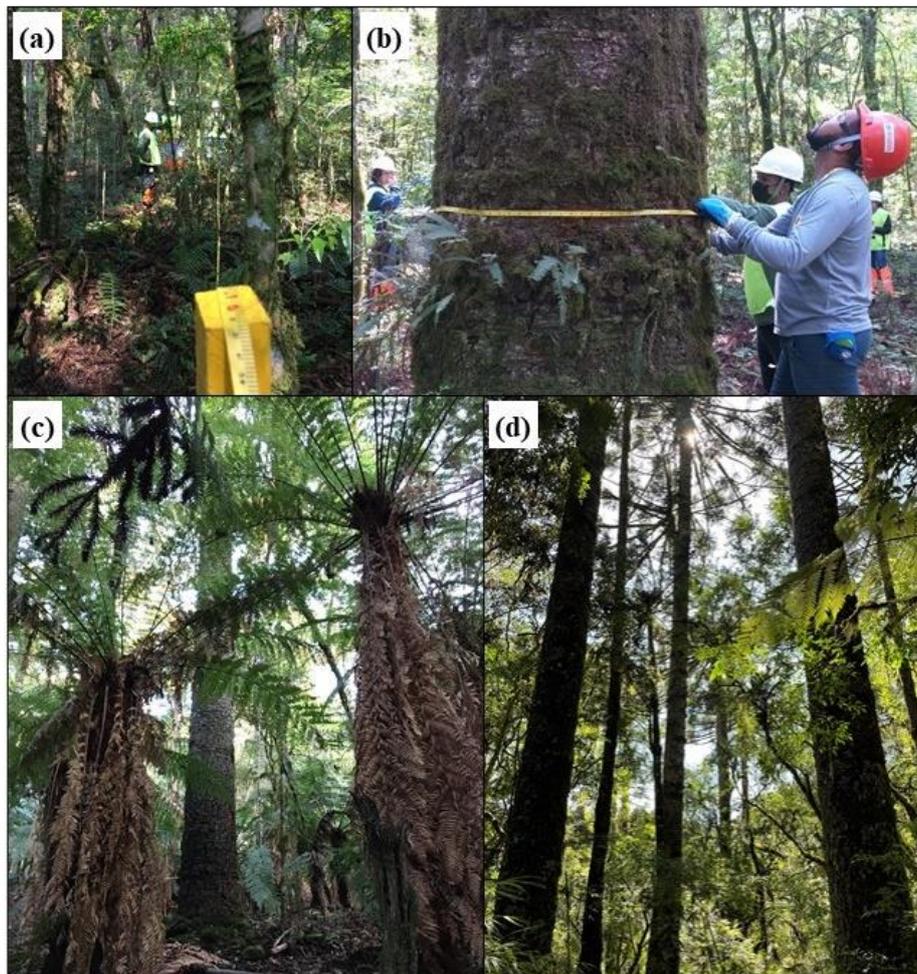
The sampling units were clusters of four units, located 30 m apart from a central point and oriented according to the four cardinal directions. Each unit was 1,000 m² (20 m \times 50 m), totaling 4,000 m² per cluster. Clusters were allocated after a systematic UTM grid arranged in the studied fragments (Fig. 1-c). The sampling method took the same approach as the IFFSC (Vibrans et al., 2010; Vibrans et al., 2012). In total, 22 clusters were installed: 12 clusters (37 plot units, 37,000 m²) in old-growth forest and 10 clusters

(38 plot units, 38,000 m²) in secondary forest. Some plot units could not be installed because of anomalies, namely large rocky outcrops or wetlands.

Within each sampling unit, all individuals with $d \geq 10$ cm were measured, identified down to their species, and located in x and y coordinates within the sampling unit. Tree total height and commercial height were collected from the first 10 trees of each sample unit and from all *A. angustifolia* trees in the unit.

The equipment used for data collection were measuring fiberglass tapes, range poles, diametric tapes, a hypsometer (Haglof Vertex V), a digital camera, a slingshot, and pruning shears with an extended handle for botanical identification. Images of field inventory are given in Figure 2.

FIGURE 2 - Measurement procedures during the field inventory: (a) installing the boundaries of a sampling unit and (b) measuring the diameter at breast height of an *A. angustifolia*; (c) the abundance of the fern species *Dicksonia sellowiana* in the old-growth forest, excluded from the calculation of volume, and (d) an inner view of the old-growth fragment number 50 (Table 1).



3.3.3. Data analyses

The dendrometric variables studied in the present study were:

N = the number of trees per hectare, analyzed both with and without the dead individuals found in the sampling units.

d and h = diameter (cm) and height (m), respectively; average values of all live trees.

d_{dom} and h_{dom} = dominant diameter (cm) and dominant height (m), respectively, representing the 100 individuals with the largest diameter per hectare.

G = basal area ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), only for live trees.

V = total volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), only for live trees, calculated with the help of Eqs. 5 and 6 (Tab. 2).

It is noteworthy that the fern species *Dicksonia sellowiana* Hook (Fig. 2b) was not regarded in obtaining h and V , since it erroneously influences these variables.

The height was measured for all *A. angustifolia* individuals; thus, it would not be necessary to fit the hypsometric equations. However, regarding the rarity of this information, hypsometric equations for *A. angustifolia* of each fragment type were also fitted (Eqs. 1 and 2). Since tree height was not measured in the field for all individuals of tree species other than *A. angustifolia*, hypsometric models were fitted grouped by forest types – secondary and old growth (Eqs. 2 and 4). Different models were tested, and only the best fittings are given in Table 2. Fitting quality regarded the adjusted determination coefficient ($R^2_{adj.}$) and standard error (S_{yx}) in percentages, these being the best results. Although not presented, residuals were graphically analyzed to confirm estimations were free of bias.

The volumetric quantification for *A. angustifolia* was obtained with the help of Eq. 5 fitted by Pellico Netto (1984) within the Nation Forest Inventory (IFN) – to our knowledge, the most intense scaling study that took place as part of the first large-scale inventory of Araucaria Forests in Brazil. It is noteworthy that the same equation was used by the IFFSC (Vibrans et al., 2015), thus allowing robust comparisons between the results of the present study and both IFN and IFFSC.

All other species had their volumetric quantification after Eq. 6, adjusted for tree species other than *A. angustifolia* within the IFFSC (Vibrans et al., 2015).

TABLE 2 - Equations used in data analyses.

Model	Forest type	Species	Equation	R ² _{adj.}	S _{yx} (%)	F _{Meyer}	n	Data amplitude	Source
1. hypsometric	old-growth	<i>A. angustifolia</i>	$\ln(h) = 1.56448697 + 0.36761732 \times \ln(d) + e_i$	0.684	14.1	1.0117	133	<i>h</i> [9–38 m] <i>d</i> [10–131 cm]	
2. hypsometric	old-growth	other species	$\ln(h) = 1.13930763 + 0.45697342 \times \ln(d) + e_i$	0.450	15.2	1.0314	268	<i>h</i> [5–31 m] <i>d</i> [10–109 cm]	
3. hypsometric	secondary	<i>A. angustifolia</i>	$\ln(h) = 1.87943351 + 0.28822365 \times \ln(d) + e_i$	0.590	12.3	1.0108	230	<i>h</i> [9–28 m] <i>d</i> [10–70 cm]	
4. hypsometric	secondary	other species	$\ln(h) = 1.45232149 + 0.39383646 \times \ln(d) + e_i$	0.478	10.5	1.0271	594	<i>h</i> [5–31 m] <i>d</i> [10–68 cm]	
5. volumetric	old-growth and secondary	<i>A. angustifolia</i>	$v = 0.03840416 + 0.52239325 \times d^2 h + e_i$	–	–	–	–	–	Pellico Netto, 1984
6. volumetric	old-growth and secondary	other species	$\ln\left(\frac{v}{1000}\right) = -17.96 + 0.96 \times \ln(c^2) + 0.76 \times \ln(h)$	0.940	–	–	606	–	Vibrans et al., 2015

where:

\ln = natural logarithm.

h = total height of tree *i* in m for Eqs. 1–4; for Eqs. 5 and 6, the commercial height is needed which, according to the data collected in the present study, is 82% of total height for *A. angustifolia* and 75% of total height for all other tree species.

d = diameter at breast height with bark, in cm for Eqs. 1–4, and in m for Eq. 5.

e_i = random error.

F_{Meyer} = Meyer correction factor.

v = individual volume (m³).

c = circumference at breast height (cm).

– = not informed.

The forest inventory analyses used the cluster design with 2–4 sampled units per cluster. The variance within and between clusters was an important step during the summarization of the inventory results, as given in Eqs. 7–17 (Pellico Netto, 1984; Van Laar and Akça, 2007).

Average value per subunit (Eq. 7):

$$\bar{y}_{ij} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m y_{ij}}{nM} \quad (\text{Eq. 7})$$

Average of subunits per primary unit (Eq. 8):

$$\bar{y}_i = \sum_{j=1}^m \frac{y_{ij}}{M} \quad (\text{Eq. 8})$$

M: number of subunits per cluster;

n: number of sampled clusters;

y_{ij} : variable of interest.

Analysis of variance (Eq. 9):

$$\sigma^2 = \sigma_b^2 + \sigma_{\text{u}}^2 \quad (\text{Eq. 9})$$

σ_b^2 : variance between clusters;

σ_{u}^2 : variance within clusters.

$$\sigma_b^2 = \frac{s_b^2 - s_{\text{u}}^2}{M} \quad (\text{Eq. 10})$$

$$S_b^2 = \frac{\sum_{i=1}^n M(\bar{y}_i - \bar{y})^2}{n-1} \quad (\text{Eq. 11})$$

$$\sigma_{\text{u}}^2 = s_{\text{u}}^2 = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (y_{ij} - \bar{y})^2}{n(M-1)} \quad (\text{Eq. 12})$$

Intracluster correlation (Eq. 13):

$$r = \frac{\sigma_b^2}{\sigma_b^2 + \sigma_{\text{u}}^2} \quad (\text{Eq. 13})$$

The acceptable limit for the use of inventories by cluster must show $r \leq 0.4$ (Pellico Netto, 1984; Van Laar and Akça, 2007).

Mean variance (Eq. 14):

$$S_{\bar{y}}^2 = \frac{s^2}{nM} [1 + r(M-1)] \quad (\text{Eq. 14})$$

Mean standard error (Eq.15):

$$S_{\bar{x}} = \sqrt{S_{\bar{x}}^2} \quad (\text{Eq. 15})$$

Absolute error (Eq. 16):

$$E_a = \pm t \times S_{\bar{x}} \quad (\text{Eq. 16})$$

Relative error (Eq. 17).

$$E_r = \pm \frac{t \times S_{\bar{x}}}{\bar{x}_i} \times 100 \quad (\text{Eq. 17})$$

t = table t value ($\sigma = 0.05$)

Inventory calculation was carried out with the help of the software Florexel®.

With the help of the lmtest package in the R Statistical Software (Zeileis and Hothorn, 2020; R CORE TEAM, 2021), with 95% significance, the Shapiro-Wilk test was performed to check the normality of data, the Bartlett test to check the homoscedasticity, and the Durbin-Watson test to verify its independence. Analysis of variance was conducted to evaluate the differences between the dendrometric variables obtained from the old-growth and secondary fragments using the statistical package ExpDes.pt (Ferreira et al., 2018; R CORE TEAM, 2021).

The phytosociological parameters of density, frequency, and dominance were calculated to describe the structure of the tree community (Mueller-Dombois and Elleberg 2002). To analyze the ranges of species richness of old-growth forest and secondary forest, rarefaction taxon sampling curves were developed for each forest type. Species accumulation curves (Chao et al., 2014) and sample coverage were used to assess the sampling adequacy in the iNEXT software package (Chao et al., 2016).

The phytosociological classification of fragment forest types (old-growth and secondary) used diversity indices to verify the degree of equality and similarity between them (Table 3).

TABLE 3: Diversity indices used in the present study according to the type. Equations are given, as well as the amplitude of output values. The components of each diversity index are given in the next paragraphs. Adapted from Felfili and Rezende (2003), Lexterød and Eid (2006), and Ricklefs (2010).

Type	Index	Equation	Amplitude	Source
Information	Species richness (S)	Number of species	$[0, \infty]$	Ricklefs (2010)
	Shannon (H')	$H' = -\sum p_i * \ln(p_i)$ $p_i = h_i/N$	$[0, \ln(S)]$	Shannon (1948)
Homogeneity	Degree of Homogeneity (H)	$H = \frac{(\sum x - \sum y)}{\sum N} * n$	$[-\infty, 1]$	Labouriau and Matos Filho (1948)
Specific richness	Margalef (D)	$D = \frac{(S - 1)}{\ln N}$	$[0, \infty]$	Clifford and Stephenson (1975)
Dominance	Simpson (c)	$c = \sum p_i^2$	$[0, 1]$	Simpson (1949)
Equity	Pielou (J')	$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$ $H'_{max} = \ln(S)$	$[0, 1]$	Pielou (1969)
Evenness and dissimilarity	Jaccard (S_J)	$S_J = \frac{B + C}{A + B + C}$	$[0, 1]$	Jaccard (1900)

The components of each diversity index are given as follows:

Species richness (S): total number of species (Felfili and Rezende, 2003; Ricklefs, 2010).

Shannon index (H'): highlighted by several authors (Felfili and Rezende, 2003; Kanieski et al., 2012; Lima et al., 2016), the H' index follows two main premises: the randomness of the species in a large sample and that all species are represented regardless of their degree of dominance.

Where:

h_i = number of individuals of the species i .

N = total number of individuals in the sample.

Degree of homogeneity (H): the closer to 1, the greater the degree of homogeneity (Lima Filho et al., 2001).

Where:

$\sum x$ = number of species with 80–100% absolute frequency.

$\sum y$ = number of species with 0–20% absolute frequency.

$\sum N$ = total number of species.

N = number of frequency classes.

Margalef index (D): a species-specific richness index that considers that all species are uniformly distributed; species richness increases as the logarithm of the sample size increases (Ricklefs, 2010; Lima et al., 2016).

where:

S = total number of species present in the area;

$\ln(N)$ = natural logarithm of the number of individuals sampled.

Simpson index (c): based on the relative abundance of species, which is equivalent to a continuous variable, defined as the ratio of the abundance of individual species over the total abundance in a community. The lower the Simpson value, the greater the diversity of the location (Felfili and Rezende, 2003; He and Hu, 2005; Ricklefs, 2010).

where:

h_i = number of individuals of the species i ;

N = total number of individuals in the sample;

p_i = already defined for H' .

Pielou index (J'): this index expresses the degree of evenness, that is, the degree of uniformity of distribution of individuals among the species found. A calculated value of Pielou's evenness ranges from 0 = no evenness to 1 = complete evenness (Moço et al., 2005; Kanieski et al., 2012).

where:

$\ln(S)$ = natural logarithm of the total number of species in the sample;

h_i = number of individuals of the species i ;

N = total number of individuals in the sample.

Jaccard index (S_J): it indicates the degree of similarity and dissimilarity of different communities, considering the number of species shared by two communities and the number of unique species in each of them. Values range from 0 to 1; the closer to 1, the more distinct the communities (Jaccard, 1900; Hao et al., 2019).

where:

A = the number of species in the two communities;

B and C = the number of species unique to each of the two communities (HAO et al., 2019).

Principal component analysis (Cao et al., 2019; Uddin et al., 2020) was employed to evaluate which dendrometric characteristics best describe the differences between the types of fragments (old-growth and secondary forest). In addition to the dendrometric features, the species richness of each cluster and their respective Shannon indices were regarded. Variables with a correlation ≥ 0.80 were eliminated from the analyses. Analyses were performed using the R statistical software, with the help of the "vegan,"

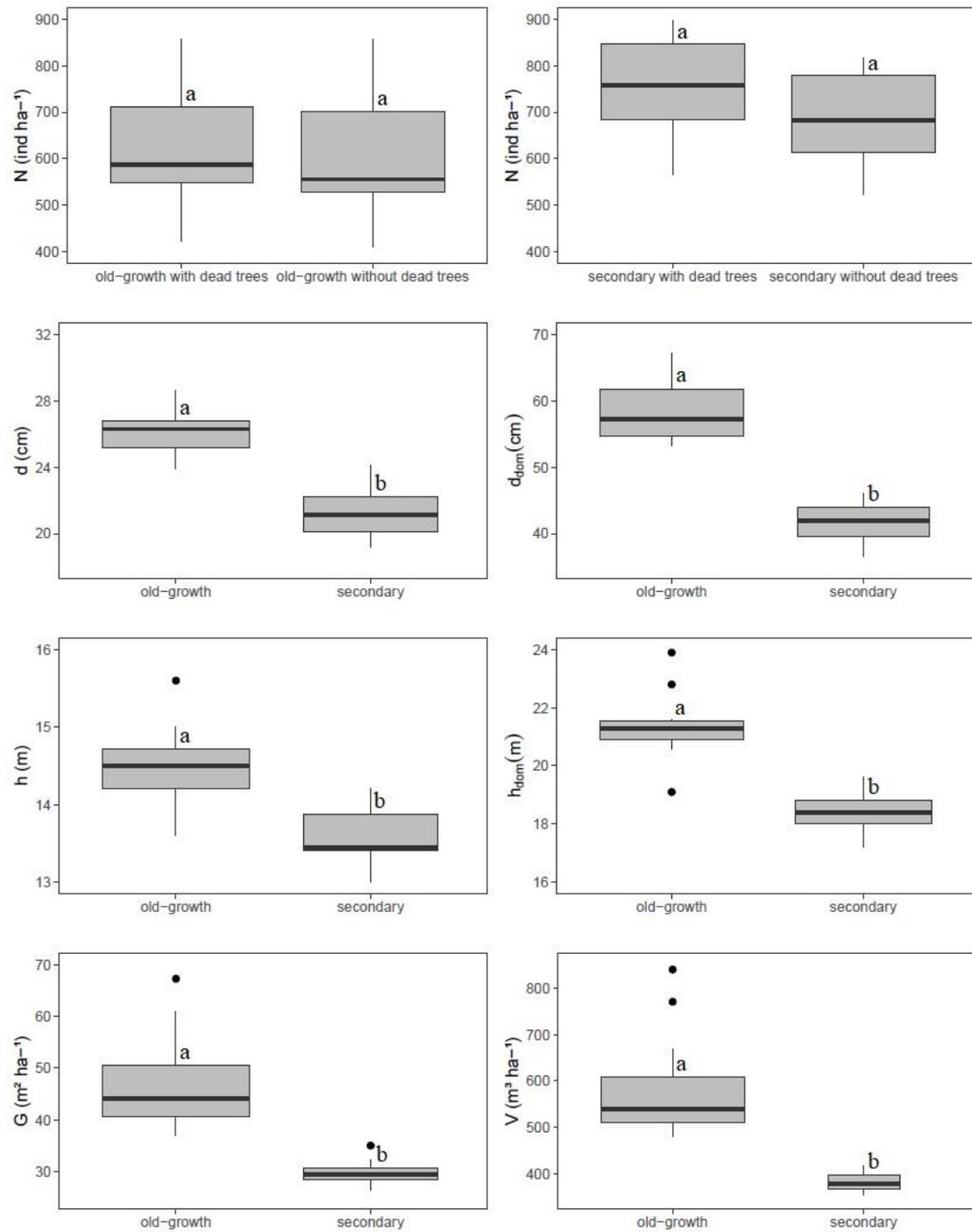
“factoextra,” and “psych” packages (Oksanen et al., 2019; Kassambara and Mundt, 2020; Revelle, 2020; R CORE TEAM, 2021). All graphical analyses were performed using the R statistical software. The packages “ggplot2,” “dplyr,” “cowplot,” and “grid” were also employed (Wickham, 2016; Wickham et al., 2020; Wilke, 2020; R CORE TEAM, 2021).

3.4. RESULTS

3.4.1. Dendrometric characterization of old-growth and secondary forest

All dendrometric characteristics were estimated with acceptable sampling errors: for the volume (V , $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), the sampling error was 11.6% and 7.9% for the old-growth and secondary forests, respectively. Detailed information of the forest inventory results is given as supplementary material. The dendrometric characterizations of the old-growth forest and secondary forest are presented in Figure 3.

FIGURE 3 - Dendrometric characterization for the old-growth and secondary forests. Comparisons are between forest types: old-growth and secondary. The only exception was the variable N , where comparisons were made with and without the presence of dead trees in the same type of forest. Means with the same letter do not significantly differ.



Despite numerical dissimilarities, no significant differences were detected within old-growth and secondary forests comparing the number of trees with and without dead trees. When the total number of trees is considered, including the dead ones, the secondary forest (756 ± 53 ind ha^{-1}) had a significantly higher value compared to the old-growth forest (625 ± 60 ind ha^{-1}) (Figure 3). While there were 74 dead trees ha^{-1} in the secondary forest, only 14 dead trees ha^{-1} were detected in the old-growth forest. This is an expected result, since the secondary forest was exploited 40–60 years ago, starting a regeneration process including pioneer and early secondary species. Some sampled trees were in obvious decline.

Both the diameter (d) and the dominant diameter (d_{dom}) were significantly higher in the old-growth forest in comparison to the values observed in the secondary one. The values of d_{dom} reinforce the difference between the studied forest types: 58 cm and 42 cm for the old-growth and secondary, respectively. In the old-growth forest, 156 individuals with $d \geq 60$ cm were observed, and 13 individuals with $d \geq 100$ cm, all of them *A. angustifolia* individuals, the largest one with $d = 131$ cm, except for one *Luehea divaricate* Mart. & Zucc individual with $d = 109$ cm. In the secondary forest, the largest individual was also an *A. angustifolia*, however, with a $d = 70$ cm. In this type of forest, 24 individuals with $d \geq 60$ cm were observed, with the presence of different species: *A. angustifolia* (n=10), *Ocotea puberulla* (Rich.) Nees (n=6), *Luehea divaricata* (n=4), *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez (n=1), *Lithraea brasiliensis* Marchand (n=1), *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg (n=1), and *Muellera campestris* (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo (n=1).

The average height of the trees (h) and the dominant height (h_{dom}) also differed between forest types. However, these differences were insignificant, being ~ 1 m for h and ~ 3 m for h_{dom} . It is noteworthy that *A. angustifolia* represented, on average, $>60\%$ of the dominant trees in the plots, thus strongly influencing the h_{dom} . The tallest tree observed in this study was an *A. angustifolia* individual with $h = 38$ m, located in the old-growth forest (area 32, cluster 12).

The old-growth forest presented a mean basal area (G) of $47 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (28–81 $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$). The great amplitude of observed values, resulting in a variation coefficient of 25%, implies a substantial variation within this ecosystem even in fragments with minimal anthropic influence. The highest value observed in this study for this characteristic is likely the maximum limit for the Araucaria Forest. The secondary forest, however, with an average value of $30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (18–41 $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$), or only 63% of the average detected in

the old-growth forest, clearly indicates that these fragments are still recovering from the selective logging conducted 40–60 years ago.

Following the same logic observed for *G*, the volume (*V*) was highest in the old-growth ($V=582 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, ranging between 362–893 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ for the different subunits, i.e., intracluster). The volumetric stock in the secondary forest was only 57% ($V= 334 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, 193–501 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) of that observed in the old-growth one. Of the total volume observed in the old-growth forest, *A. angustifolia* contributed, on average, 55% (6–90%), or 323 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (27–684 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$). These results corroborate and numerically express the general idea of the great importance of *A. angustifolia* for this ecosystem. In the secondary forest, the contribution of *A. angustifolia* to the volume was 21% on average (0–52%); two plots had no individuals of *A. angustifolia*. The absence of *A. angustifolia* individuals was not verified in the old-growth-forest plots.

3.4.2. Diversity indices and phytosociological classification

Overall, 4,822 individuals were sampled from 108 species, distributed across 74 genera and 45 families. Seventy-two species were represented by fewer than 5 individuals sampled in the studied areas and thus can be considered locally rare. Diversity indices were employed to characterize and compare old-growth with secondary forests. The results are presented in Table 4. In Tables 5 and 6, the species with an importance value index (IVI) $\geq 10\%$ are given.

TABLE 4: Values of the diversity indices for old-growth and secondary forests: *N* – number of individuals sampled, *S* – species richness, *H'* – Shannon index, *H* – degree of homogeneity, *D* – Margalef index, *c* – Simpson index, *J'* – Pielou index, *S_J* – Jaccard index.

Groups	<i>N</i>	<i>S</i>	<i>H'</i>	<i>H</i>	<i>D</i>	<i>c</i>	<i>J'</i>	<i>S_J</i>
Old-Growth	2,229	89	3.54	-3.03	11.41	0.05	0.79	0.31
Secondary	2,593	93	3.77	-2.58	11.70	0.03	0.83	

In total, 2,229 trees (*N*) were sampled in the old-growth forest and 2,593 trees in the secondary one. Even with a difference of two more clusters, the number of individuals sampled in the old-growth forest was lower than in the secondary one, in line with the already presented result for $N \text{ ha}^{-1}$.

The Shannon index (*H'*) was higher in the secondary forest (3.77) than in the old-growth one (3.54). This is due to the greater number of species in the secondary forest,

but also due to the degree of dominance between them, since in addition to presenting a smaller number of species, in the old-growth forest, *A. angustifolia* had a higher dominance which, in turn, resulted in a lower H' .

The degree of homogeneity (H) indicated that the secondary forest was more homogeneous (-2.58) than the old-growth one (-3.03). Two factors are important in this analysis, namely the number of species with an absolute frequency of 80–100% and the number of species with an absolute frequency of 0–20%. For the old-growth forest, there was only one species with an absolute frequency of 80–100%, *A. angustifolia*, and there were 55 species with a frequency of 0–20%. However, in the secondary forest, there were 2 species with a frequency of 80–100%, while at the absolute frequency of 0–20%, there were 50 species.

The Margalef index (D) shows that the secondary forest had a greater species richness than the old-growth one.

The Simpson index (c) shows the probability that a species is randomly selected in the forest – the lower the value, the greater the species richness and distribution. The values found for the old-growth and secondary forests were 0.05 and 0.03, that is, 5% and 3% probabilities, showing the high diversity of the studied forests.

The Pielou index (J') calculates the uniformity of a fragment; both types of forests showed high uniformity, though it was higher in the secondary (0.83) than in the old-growth (0.79) forest. The values reinforce what was already mentioned for H , i.e., the uniformity resulting from the substantial dominance of *A. angustifolia*.

The Jaccard index (S_j) of 0.31 indicates a similarity of 69% in terms of species composition. This corroborates the initial assumption of differences between old-growth and secondary forests, not only in terms of tree size, but still in composition even after 40–60 years since selective cuttings took place.

TABLE 5: Species with an importance value index (IVI) $\geq 10\%$ for the old-growth forest.

Species	N (ind)	Relative density (%)	Relative dominance (%)	Relative frequency (%)	IVI (%)
<i>Araucaria angustifolia</i>	331	15	50	5	70
<i>Dicksonia sellowiana</i>	254	11	6	3	20
<i>Ocotea pulchella</i>	80	4	7	3	14
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	94	4	3	3	10
<i>Eugenia uniflora</i>	107	5	1	4	10

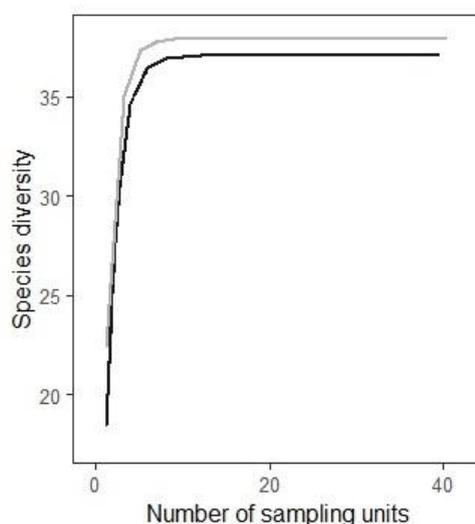
TABLE 6: Species with an importance value index (IVI) $\geq 10\%$ for the secondary forest.

Species	N (ind)	Relative density (%)	Relative dominance (%)	Relative frequency (%)	IVI (%)
<i>Araucaria angustifolia</i>	199	8	18	4	30
<i>Lithraea brasiliensis</i>	174	7	7	3	17
<i>Nectandra megapotamica</i>	159	6	6	3	15
<i>Ocotea pulchella</i>	92	4	8	3	15
<i>Matayba elaeagnoides</i>	154	6	5	2	13
<i>Luehea divaricata</i>	87	3	5	3	11
<i>Dicksonia sellowiana</i>	112	4	3	3	10

In the old-growth forest, 5 species showed an importance value index (IVI) $\geq 10\%$, while in the secondary one, 7 species did so. Only 3 species were common to both types of fragments: *A. angustifolia*, *D. sellowiana*, and *O. pulchella*. This indicates the difference in composition as well as regeneration stadium. The fact that the fern species *D. sellowiana* has the second-highest IVI in the old-growth forest and only the sixth-highest in the secondary indicates a great difference in composition, structure, and also appearance (Fig. 2-c) between these two types of forests. Species richness (*S*) showed that the secondary forests had 4 more species than the old-growth ones. In total, 108 different species were found throughout the plots, with 74 species occurring in both old-growth and secondary forests; 19 species were observed only in the secondary, and 15 species only in the old-growth (supplementary material).

In order to verify the stability of the number of species found in the sampled areas, the result of the graph analysis is shown in Figure 4.

FIGURE 4 - Species diversity stability curve by forest type: old-growth (black) and secondary (gray).



The selected variables were able to explain 84% of the observed variation (Figure 5). Only in the first dimension (PCA 1) more than 60% of the data was explained. A clear segregation of the forest types is observed: old-growth to the right and secondary to the left. The dendrometric variables d , h , and G were positively correlated with the old-growth group and negatively with secondary, while S and $Shannon$ were correlated positively with secondary growth and negatively with old growth. Altogether, PCA analysis contributed to highlighting the differences between the studied old-growth and secondary forests, which, in turn, reinforce the high conservation status of the selected old-growth fragments.

3.5. DISCUSSION

Previous studies on the characterization of the Araucaria Forest are available. They were conducted mainly in secondary forests due to the rarity of old-growth ones. This assertion is sustained by the generous list of previous studies (Tab. 7) presenting results mostly similar to the ones observed in the secondary fragments of the present study.

TABLE 7: Data from previous studies in the Araucaria Forest conducted in the three southernmost states of Brazil: Santa Catarina – SC, Paraná – PR, and Rio Grande do Sul – RS. The first two rows are the results of the present study, shown for comparison.

Data is presented in descending order of basal area (G), grouped by state. Given amplitudes refer to the different clusters.

ID = inclusion diameter at 1.3 m; N = number of individuals, d = diameter at breast height, h = height, G = basal area, V = volume, S = species richness, H' = Shannon index, J' = Pielou index.

State	ID (cm)	N (ind ha ⁻¹)	d (cm)	h (m)	G (m ² ha ⁻¹)	V (m ³ ha ⁻¹)	S	H'	J'	Source
SC	10	611	25.9	14.4	47.3	587	89	3.54	0.79	Old-growth – present study amplitude
		410–858	24–29	14–16	37–67	481–840	22–41	1.81–2.61	0.51–0.78	
SC	10	663	21.6	13.6	33.9	345	93	3.77	0.83	Secondary – present study amplitude
		523–818	19–24	13–15	26–35	296–418	31–59	2.27–2.93	0.60–0.85	
SC	5	1,368	-	-	46.9	-	106	3.96	0.85	Passos et al., 2021
SC	5	1,457	-	-	44.5	-	55	3.21	0.79	Ferreira et al., 2016
SC	5	1,027	-	-	43.6	-	88	3.59	0.80	Higuchi et al., 2016
SC	5	1,292	16.0	7.8	38.5	-	62	3.00	0.72	Scipioni et al., 2018
SC	5	1,800	13.6	7.2	37.5	-	69	-	-	Ansolin et al., 2016
SC	5	1,447	-	-	37.0	-	69	-	-	Ansolin et al., 2016
SC	5	1,843	-	-	36.5	-	92	3.74	0.83	Higuchi et al., 2012
SC	5	1,783	13.5	-	35.5	-	87	3.60	0.82	Silva et al., 2012
SC	5	1,395	-	-	34.8	-	50	2.79	0.70	Higuchi et al., 2013
SC	5	1,562	-	-	32.3	-	69	2.78	0.67	Souza et al., 2015
SC	10	578	20.6	15.3	25.8	-	62	2.73	0.78	Vibrans et al., 2011 amplitude*
		85–1,310	13.7–34.1	6.7–23.1	3.9–68.9	-	8–62	1.05–3.51	0.33–0.92	
SC	10	576	21.1	-	25.5	-	369	-	-	Schorn et al., 2012
SC	10	560	20.4	9.1	24.8	97	131	-	-	Sevegnani et al., 2013

SC	10	559	20.4	9.3	24.5	86	-	-	-	Vibrans et al., 2019
SC	5	811	15.3	6.9	20.4	-	62	3.00	0.72	Scipioni et al., 2018
SC	20	222	20.4	11.3	18.7	80	-	-	-	Vibrans et al., 2013c
SC	20	114	33.4	15.6	12.4	119	-	-	-	Pellico Netto, 1984
SC	10	-	-	-	-	179	131	-	-	SFB, 2019
PR	5	1,397	-	-	67.3	-	45	2.79	0.90	Cordeiro and Rodrigues, 2007
PR	10	761	18.3	-	23.9	-	71	-	-	
PR	10	792	17.7	-	22.4	-	83	-	-	Machado et al., 2013
PR	10	438	16.6	-	9.8	-	63	-	-	
PR	5	1,972	11.6	8.2	-	-	77	3.44	-	Rondon Neto et al., 2002
PR	10	949	23.7	-	-	-	-	-	-	Oliveira et al., 2018
PR	10	-	-	-	-	196	567	-	-	SFB, 2018a
RS	10	816	23.3	15.4	51.6	451	38	1.33	-	Gomes, 2005
RS	10	885	21.5	13.7	45.1	327	65	3.53	-	
RS	10	667	-	-	44.2	-	30	2.97	0.44	Rorato et al., 2020
RS	10	868	21.3	14.5	41.4	287	47	1.61	-	Gomes, 2005
RS	10	815	-	-	31.6	-	42	2.97	0.44	Rorato et al., 2020
RS	10	537	25.7	-	-	-	-	-	-	Pellico Netto et al., 2014
RS	10	-	-	-	-	135	386	-	-	SFB, 2018b

* calculated, not presented by the cited study.

In total, 26 studies were selected (Table 7) to compare previous results with the ones obtained in the present study. The previous studies were carried out in the three southern states of Brazil, regarding only the Araucaria Forest domain. Although the inclusion diameter at breast height varied, the discussion presented below allows a better understanding of the studied secondary and old-growth forests.

In terms of individuals ha^{-1} (N), values between 438–1,972 are presented (Tab. 7). A clear and expected trend is observed: the higher the N , the lower the diameter at breast height (d). In fact, there is only one previous study with $d = 25.7$ cm, close to the value obtained for the old-growth forest in the present study ($d = 25.9$ cm). This study, conducted by Pellico Netto et al., Ebling, and Araújo (2014), regarded fragments of the National Forest of São Francisco de Paula (RS), a protected area since 1941. All other d values are lower or similar to the ones obtained for secondary forest.

The average height (h) obtained by previous studies is between 7–16 m, and the values found in the present study (~ 14 m) are within this amplitude. The Araucaria Forest is not known for impressive heights. Nonetheless, a survey searching for the last giant *A. angustifolia* ($d \geq 150$ cm) found trees as high as 44 m and several giant individuals with $h \sim 35$ m (Scipioni et al., 2019). In fact, the tallest tree observed in the present study was an *A. angustifolia* of 38.3 m, reflecting big individuals and thus characterizing old-growth forests (Spies, 2004; Wirth et al., 2009; Scipioni et al., 2019).

The old-growth forest showed a significantly higher basal area ($G = 47 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) than the secondary one ($G = 34 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Only the previous studies developed by Cordeiro

and Rodrigues (2007), in the state of PR, and Gomes (2005), in the state of RS, presented higher values ($67.3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ and $51.6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, respectively). Even though basal area alone is not an indicator of conservation status, the majority of values presented in Tab. 7 are between $30\text{--}40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, similar to the secondary forest ($G = 33.9 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). This reinforces the hypothesis of the present study, that previous Araucaria Forest characterizations were conducted mainly in secondary fragments.

Volume (V) was rarely presented by previous studies. Nevertheless, none of them showed values greater than, or even close to, the ones observed in the old-growth forest in the present study: $587 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ on average, ranging between $481\text{--}840 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. The highest value observed in previous studies was the one reported by Gomes (2005) in the state of RS, with $V = 451 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, only 77% of the value observed in the old-growth forest.

Vibrans et al. (2011) reported the results of 92 clusters within the IFFSC in the Araucaria Forest, allowing a direct comparison with the results of the present study. When analyzed at the cluster level, it is observed that the values found for the secondary and old-growth clusters for all variables of both forest types are generally found in the upper portion of the amplitude reported by Vibrans et al. (2011). This shows that the studied clusters, in general, have higher values for these variables than the sample within IFFSC. It becomes visible for the variables d and G that the studied forests present values superior to the majority, highlighting the importance of these areas in the study, whether secondary or old-growth forest.

The present study used the method applied in the IFFSC, thus allowing robust comparisons. Considering the values reported by the IFFSC (Vibrans et al., 2011; Schorn et al., 2012; Gasper et al., 2013; Sevegnani et al., 2013; Vibrans et al., 2019) and the ones observed in the present study (Tab. 7):

- It is observed that the values found for the secondary and old-growth clusters for all variables are generally at the upper limit of the amplitudes reported by IFFSC; this shows that the clusters of the present study have a higher conservation status than the ones regarded by IFFSC, which was expected, since the studied fragments have been protected from anthropogenic influences since the late 1980s.
- N reported by IFFSC ranged between $559\text{--}578 \text{ ind ha}^{-1}$, slightly lower than observed in the present study for both secondary ($N = 663$) and old-growth ($N = 611$) forests.

- d reported by IFFSC ranged between 20–21 cm, similar only to the ones found for the secondary forest ($d = 21.6$ cm); h ranged between 9.1–15.3 m, similar to both secondary ($h = 13.6$ m) and old-growth ($h = 14.4$ m).
- G reported by IFFSC ranged between 25–26 m² ha⁻¹, lower than the values found in this study.
- The species richness (S) found in old-growth and secondary forests was 89 and 93 tree species, respectively (108 in total), within the range reported by the IFFSC studies, 30–131 species.

It is noteworthy that the highest values for S reported by Schorn et al. (2012), $S = 369$; SFB (2018a), $S = 567$; and SFB (2018b), $S = 386$, are due to the inclusion of arbustive species in the analyses, beyond the arboreal ones.

In relation to the ecological groups (Budowski, 1965), comparing the old-growth (first value) with the secondary (second value) forests, only subtle differences were detected: 21% and 26% of the species are pioneers, 65% and 62% are secondary, 7% and 4% are climax. The remaining 7% and 8% were not identified. The old-growth forest presented 72% of its species classified as secondary/climax, while this group accounted for only 66% in the secondary one. This shows a difference in the ecological groups of each forest, strengthening the differences between old-growth and secondary forests.

All species found in the present study were reported by IFFSC (Gasper et al., 2013) and by Vieira (2019).

The Shannon index (H') presented high values for both forest types: 3.54 and 3.77 for the old-growth and secondary forests, respectively. These values are at the upper limit of the ones reported in Tab. 7, showing a high diversity of studied fragments.

The Pielou index (J') of the present study and the majority of previous ones presented values above 0.70, showing that the Araucaria Forest, in general, does not present a clear dominance, i.e., the individuals are distributed among several species. This might be contradictory for an Araucaria Forest however, *A. angustifolia* stands out due to its size and importance value, but not in terms of N .

When analyzing the phytosociological results of previous studies (Cordeiro and Rodrigues, 2007; Higuchi et al., 2012; 2013; Scipioni et al., 2018), the six species that stand out the most are *Araucaria angustifolia*, *Nectandra megapotamica*, *Ocotea pulchella*, *Luehea divaricata*, *Matayba elaeagnoides*, and *Cupania vernalis*. Except for this last species, all the others had an importance value index (IVI) greater than 10% in the old-growth and secondary forests. These species have a longer lifespan (>30 years)

and are classified as secondary succession species. This, in turn, contributes to their presence in areas with anthropic disturbance (Chami, 2008; Siminski, 2009; Klauberg et al., 2010; Carvalho, 2014). On the other hand, a greater number of shade-tolerant individuals, for example, *Dicksonia sellowiana* and *Casearia decandra*, characterize the development of higher structural complexity in the old-growth forests (Spies, 2004).

The presence of bamboo is claimed to be an important issue restricting the regeneration of *A. angustifolia* (Lacerda, 2021), and it was observed in great abundance in only 8 plots in the secondary forest in the present study. Bamboo species were also observed in the old-growth forest, but without abundance. Further analyses are needed to understand these processes in old-growth and secondary forests, especially their influence on the regeneration processes.

3.6. CONCLUSIONS

Old-growth and secondary forests show relevant differences at both dendrometric and phytosociological levels. In general, old-growth forests present higher values for the evaluated dendrometric attributes. Of great relevance, the volume of old-growth forests, $582 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (362–893 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$), is substantially higher than that observed for secondary ones, $334 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (193–501 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$). *A. angustifolia* accounts for 55% (6–90%) of the volume in the old-growth forests, yet only 21% (0–52%) in the secondary.

Multivariate analysis showed that old-growth forests are positively correlated with d , h , and G but negatively correlated with S and the Shannon index. The opposite was observed for the secondary forests.

At the phytosociological classification level, secondary forests in comparison to old-growth ones have more species and higher Shannon and Pielou indices. Thus, secondary forests have higher diversity than old-growth ones. The higher diversity of secondary forests results from the presence of pioneer or early secondary tree species, while retaining several species observed in the old-growth forests.

4. CAPÍTULO II: CRESCIMENTO E PRODUTIVIDADE DA ARAUCÁRIA EM FRAGMENTOS SECUNDÁRIOS E DE CRESCIMENTO-ANTIGOS – PERCEPÇÕES PARA O MANEJO SUSTENTÁVEL

4.1. INTRODUÇÃO

A Floresta com Araucária é uma fitofisionomia icônica no sul do Brasil, onde ocorreu a superexploração de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze. (Araucariaceae), entre outras espécies arbóreas, sendo de grande importância para a colonização e desenvolvimento da região, principalmente no século XX. Atualmente, menos de 3% da Floresta com Araucárias encontra-se em estágio avançado de conservação (GUERRA *et al.*, 2002), também conhecidas como florestas de crescimento-antigo (JANIS, 1997; WIRTH *et al.*, 2009; VIBRANS *et al.*, 2013b; MOLINA-VALERO *et al.*, 2021).

Sabe-se que a história natural de *A. angustifolia* está correlacionada com fatores ambientais e antropogênicos ao longo dos séculos, mesmo antes da colonização europeia. Essas influências desempenharam papéis importantes na distribuição dessa espécie, fazendo com que sua área de ocupação se expandisse e se contraísse alternadamente em diferentes períodos (BEHLING *et al.*, 2004; BEHLING; PILLAR, 2007; NODARI; CARVALHO, 2015; LAUTERJUNG *et al.*, 2018; ROBINSON *et al.*, 2018; BRANDES *et al.*, 2021).

A exploração intensa de espécies como *A. angustifolia* (símbolo desta fitofisionomia), fez com que muitas espécies ecologicamente importantes entrassem na lista de espécies ameaçadas de extinção. Como é o caso da própria *A. angustifolia*, que após o término desse período de exploração, fazendo com que medidas restritivas sejam tomadas pelo governo (THOMAS, 2013; BRASIL, 2014; GASPER *et al.*, 2017). Mesmo com as inúmeras restrições impostas às florestas nativas, elas continuam sendo exploradas de forma ilegal (GUERRA *et al.*, 2002; EISFELD *et al.*, 2019; BRANDES *et al.*, 2020).

Portanto, fica evidente que as restrições legais não estão sendo efetivas na conservação de *A. angustifolia*, dada a perda de interesse em sua conservação (NUTTO, 2001; ROSOT, 2007; HESS *et al.*, 2018c; EISFELD *et al.*, 2019). A tendência mundial de conservação por meio do uso de recursos naturais oferece uma perspectiva melhor. Diante da estrutura predominante de pequenos proprietários e da necessidade de criação de meios de subsistência para a população do campo, a gestão sustentável como ferramenta de desenvolvimento deve ser considerada. Isso é especialmente verdadeiro em propriedades rurais com predomínio de floresta nativa (McEVOY, 2004).

Embora vários estudos anteriores tenham avaliado a estrutura e o crescimento de fragmentos de Floresta com Araucária (NUTTO, 2001; BEHLING; PILLAR, 2007; MATTOS *et al.*, 2007; ROSOT, 2007; RODRIGUES, 2016; LONGHI *et al.*, 2018; BRANDES *et al.*, 2021), sendo que em alguns estudos análises dendrocronológicas também foram realizadas (OLIVEIRA; ROIG; PILLAR, 2010; PERONE *et al.*, 2016; FULGIERI, 2019; SCIPIONI *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2021; STEPKA *et al.*, 2021). Ainda faltam abordagens quantitativas para apoiar o manejo sustentável e estudos sobre o comportamento e a dinâmica da vegetação remanescente após o manejo florestal e intervenções nessas áreas, de modo que os benefícios dessa prática para a reestruturação de florestas secundárias e de crescimento-antigo, para a uso dessas florestas são de fato confirmados (LONGHI *et al.*, 2018).

Quando se trata de manejo, um ponto importante é o impacto da exploração madeireira na biodiversidade, que depende tanto da intensidade da exploração (principalmente do número de árvores retiradas por hectare) quanto do cuidado e planejamento envolvidos no processo de extração (BAWA; SEIDLER, 1998). Os efeitos do manejo florestal são imediatos após o corte em uma floresta tropical primária, consistindo em mudanças significativas em sua estrutura física. Trabalhos desenvolvidos por Johns (1988), Uhl e Vieira (1989) e Cannon *et al.* (1994), destacam que o corte seletivo pode reduzir a cobertura do dossel em 50% - 75%. O desenvolvimento dos indivíduos que permanecem nessas áreas precisa ser estudado para entender a dinâmica em nossas florestas.

4.2 HIPÓTESES E OBJETIVOS

Neste cenário, o objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica de crescimento de *A. angustifolia* após 30-60 anos de corte seletivo em uma Floresta de Araucária, em comparação com uma floresta natural (sem intervenções), localizada no sul do estado de Santa Catarina, Brasil. Duas hipóteses orientam o estudo: I) o corte seletivo favorece o recrutamento de *A. angustifolia*; II) o corte seletivo aumenta as taxas de crescimento de *A. angustifolia*. Ambas as hipóteses foram avaliadas comparando-se os fragmentos secundários lado a lado com os fragmentos de crescimento antigo.

4.3. MATERIAL E MÉTODOS

4.3.1. Local de estudo

A área de estudo está localizada nas terras altas do sul do Brasil (Figura 1), no domínio Floresta de Araucárias (KLEIN, 1978; VIBRANS *et al.*, 2012), dentro do bioma da Mata Atlântica. As características físicas e meteorológicas são: altitude: 500-1000 m; clima: subtropical úmido (*Cfb*); temperatura: 16°C em média, $\geq 0^{\circ}\text{C}$ como mínimo absoluto; precipitação: 1.400-1.800 mm por ano, distribuídos uniformemente ao longo do ano; geadas: 2-30 dias por ano; solo: cambissolos majoritários e nitossolos de origem vulcânica (diabásico e basalto); topografia: ondulada a campos fortemente ondulados e naturais (KLEIN, 1978; EMBRAPA, 2004; ALVARES *et al.*, 2013; DORTZBACH *et al.*, 2016).

FIGURA 1 - Fragmentos estudados no planalto do sul do Brasil [mapa (a)], coleção de baguetas de incremento, com auxílio de trado de incremento de 400mm x 3 roscas, em *A. angustifolia* [b], posteriormente passando pelo processo de polimento [c], e analisado em lupa fixa com aumento de 12x [d].



4.3.2. Coleta e preparação de amostras

No total, foram avaliados 15 fragmentos de Floresta com Araucária: 10 fragmentos de floresta de crescimento-antigo e 5 fragmentos de floresta secundária (Tabela 1 e Figura 1a). O número de indivíduos amostrados, para fragmentos de crescimento-antigo e fragmentos secundários foram, respectivamente: 329 e 143 indivíduos de *A. angustifolia*. Todos os indivíduos apresentaram as seguintes variáveis quantitativas:

- diâmetro à altura do peito (d): medida à 1,3 m de altura (cm);
- altura (h): medida com Hipsômetro *Vertex IV* (m);
- altura do fuste (h_f): distância entre o colo da árvore e a posição média onde inicia a copa fotossinteticamente ativa (m);
- comprimento de copa (cc): diferença entre a altura total e a altura do fuste (m);
- relação altura pelo diâmetro (h/d): valor de altura total dividido pelo diâmetro da árvore (m).

Enquanto as variáveis qualitativas foram:

- qualidade do fuste (qf): classificado como: (1) reto, (2) levemente tortuoso e (3) tortuoso;
- a sanidade do fuste (sf): classificada de acordo com quatro situações: (1) saudável, 0% de dano visível, (2) baixa intensidade de dano, < 30% de dano visível, (3) média intensidade de dano, < 30% e >50% de dano visível, e (4) alta intensidade de dano, < 50% de dano visível;
- posição sociológica (ps): caracterização da posição vertical da árvore com relação às suas vizinhas, sendo classificada como pertencente ao estrato: (1) dominante, (2) médio e (3) dominada;
- epífitas vasculares (ev): presença de epífitas vasculares no indivíduo;
- lianas (l): presença de lianas no indivíduo.

TABELA 1: Caracterização de fragmentos de Floresta com Araucária no Sul do Brasil. Número do fragmento; Número do conglomerado; Grupos: secundário e crescimento-antigo; Latitude; Longitude; Elevação; tamanho total do fragmento (Área).

Fragmento	Conglomerado	Grupos	Latitude (S)	Longitude (W)	Elevação (m)	Área (ha)
10	2	Cresc.-antigo	27,95	50,83	921	4
11	1	Cresc.-antigo	27,96	50,82	965	9
20	4	Cresc.-antigo	27,99	50,80	985	12
21	3	Cresc.-antigo	27,99	50,81	987	12
22	5	Cresc.-antigo	27,99	50,81	975	8
23	6	Cresc.-antigo	27,99	50,81	979	12
31	11	Cresc.-antigo	28,01	50,78	755	7
32	7; 12; 13	Cresc.-antigo	28,01	50,78	740	20
50	16	Cresc.-antigo	28,07	50,79	790	66
51	18	Cresc.-antigo	28,06	50,80	720	9
12	8; 9; 10	Secundário	27,98	50,87	910	83
35	14; 15	Secundário	28,02	50,78	755	20
36	17	Secundário	28,02	50,79	750	12
40	19; 20	Secundário	28,04	50,75	840	12

41	21; 22	Secundário	28,06	50,76	885	11
----	--------	------------	-------	-------	-----	----

Fonte: O autor (2022).

A escolha dos indivíduos amostrados em cada fragmento foi de acordo com o método de classes proposto por Sturges (1926), apresentando o número de classes (k) e a amplitude das classes (Ac), de acordo com as equações 12 e 13.

$$k = 1 + 3,3 \times \log(N) \quad (12)$$

N = Número de indivíduos de *A. angustifolia* amostrado no fragmento.

$$Ac = \frac{>obs - <obs}{k-1} \quad (13)$$

obs = observação da amostra;

k = número de classes.

O k de acordo com o método de Sturges foi de 9 classes e 8 classes, para os fragmentos de crescimento-antigo e secundários, respectivamente. Eles estão destacados na Tabela 2, com o centro de classe e os limites inferiores e superiores para cada tipo de fragmento.

TABELA 2: Arranjo de classes pelo método de Sturges, para diferentes tipos de fragmentos. Classe Centro (C_c), Limite Inferior (I.L) e Limite Superior (U.L). Todas as unidades estão em centímetros (cm).

Fragmentos	Classes	Centro de classes (cm)	Limite inferior (cm)	Limite superior (cm)	Total de amostras
Crescimento-antigo	1	10,1	2,6	17,6	6
	2	25,2	17,6	32,7	6
	3	40,2	32,7	47,7	7
	4	55,3	47,7	62,8	7
	5	70,3	62,8	77,8	8
	6	85,4	77,8	92,9	10
	7	100,4	92,9	107,9	7
	8	115,5	107,9	123,0	4
	9	130,5	123,0	138,0	4
Secundário	1	10,0	5,0	15,0	6
	2	19,9	15,0	24,9	5
	3	29,9	24,9	34,9	7
	4	39,8	34,9	44,8	6
	5	49,8	44,8	54,7	6
	6	59,7	54,7	64,7	5
	7	69,7	64,7	74,6	3
	8	79,6	74,6	84,6	2

Fonte: O autor (2022).

Ao todo, foram coletadas amostras de lenho em 99 árvores de *A. angustifolia*, sendo 59 árvores nos fragmentos de crescimento-antigo e 40 árvores nos fragmentos secundários. Cada árvore teve duas repetições de amostragem (198 baguetas de incremento coletadas), obtidas por um trado de incremento de 400 mm x 3 roscas. Cada repetição por árvore foi coletada a uma altura de 1,3 m, na posição *d*, com diferença de 90°, para melhor representar a forma e o incremento das árvores amostradas (Figura 1(b)).

Após a coleta das amostras, ambas foram fixadas em um suporte de madeira, com dimensões de 25 mm x 25 mm x 450 mm, com as fibras dispostas no sentido vertical, para facilitar a visualização dos anéis de crescimento para posterior análise. Após a secagem das amostras em temperatura ambiente (~20°C), já acomodadas no Laboratório de Recursos Florestais I (Laboratório de Recursos Florestais I), da Universidade Federal de Santa Catarina (Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC), o material coletado foi polido, visando mostrar os anéis de crescimento da espécie, utilizando lixadeira orbital com lixa abrasiva com granulometria de 60 a 2.000 grãos cm⁻², com posterior pré-análise em lupa com aumento de 12x (Figura 1(c e d)).

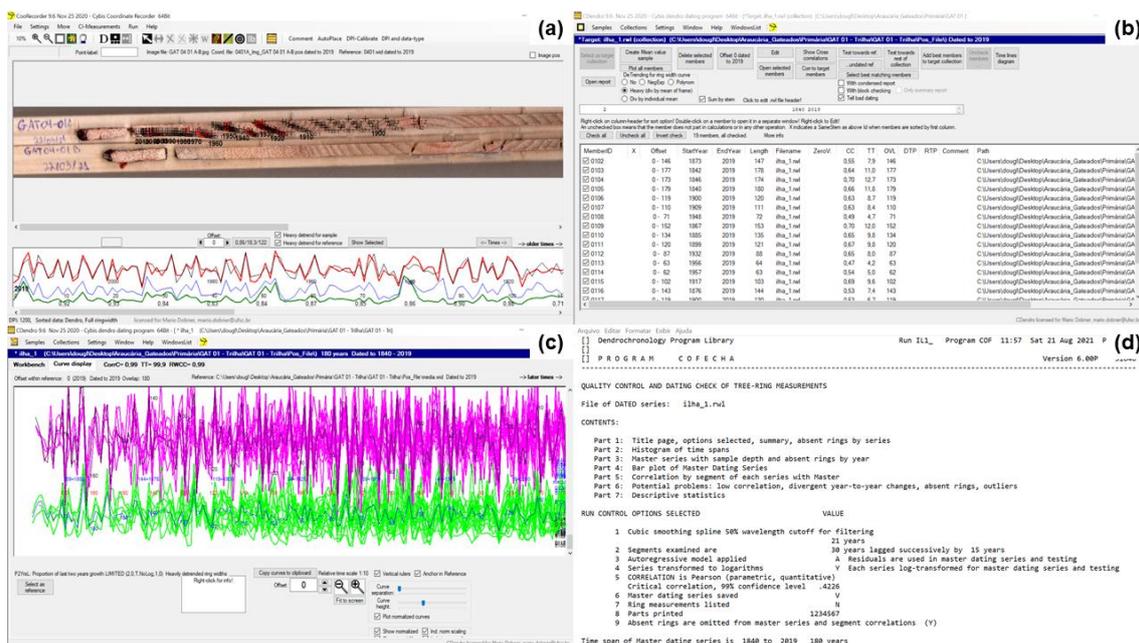
Após a pré-análise das baguetas de incremento, das 198 baguetas coletadas, 145 amostras foram viáveis para as análises, o que permitiu a análise de 29 e 49 árvores de *A. angustifolia* dos fragmentos secundários e de crescimento-antigo, respectivamente. Destas 78 árvores amostradas, 11 apresentaram apenas uma bagueta de incremento viável, que foi utilizada no trabalho.

4.3.3. Dados e análise de anéis de crescimento

As imagens dos materiais pré-analisados de *A. angustifolia*, escaneadas no scanner *SHARP MX-M453N*, com resolução de 600dpi, foram carregadas e sua datação, medição de anéis de crescimento e exclusão de anéis falsos foram realizadas usando o software *Cybis CooRecorder*, versão 9.6 (Figura 2[a]) (Cybis, 2020a). Suas correlações e seleção de amostras para codificação foram realizadas utilizando o software *Cybis dendro dating* (CDDendro) (Cybis, 2020b), versão 9.6 (Figura 2[b] e Figura 2[c]). Para datação cruzada das amostras, foi utilizado o software *COFECHA*, versão 6.0 (Figura 2[d]) (HOLMES, 1983), com intervalos de 30 anos e sobreposição de 15 anos. Esse processo foi realizado com o objetivo de validar a datação dos anéis de crescimento das árvores nos últimos 40 cm de crescimento, correlacionar seu crescimento com o ano calendário e visualizar como a extração seletiva em fragmentos secundários colaborou

com a dinâmica de crescimento dessas florestas, em relação aos fragmentos de crescimento-antigo.

FIGURA 2 - Datação, medição e análise de falsos anéis em baguetas de incremento pelo software *Cybis CooRecorder* [a], e posteriormente correlacionados a baguetas de incremento de *A. angustifolia* das árvores do mesmo fragmento pelo software *CDDendro* [b e c], com cruzamento datação sendo realizada no software *COFECHA*, buscando uma correlação maior que 0,423, com nível de confiança de 99% pelo teste de Pearson [d], para aceitação dos ajustes.



As baguetas de incremento de uma mesma árvore, quando apresentaram correlação entre si, maior que 0,40, com 99% de confiança pelo teste de Pearson, foram unidas e foi criada uma média entre elas, para representar este indivíduo amostrado. Nas situações em que as baguetas de incremento não apresentaram correlação superior a 0,40, a bagueta que apresentou maior correlação com as demais árvores amostradas foi selecionada para compor a cronologia master. Ao comparar as árvores de cada localidade entre si, buscou-se uma intercorrelação da série de árvores amostradas, maior que 0,4226, com nível de confiança de 99% pelo teste de Pearson. Todas as séries amostradas, sendo cada série um fragmento estudado, apresentaram correlação maior que a desejada no estudo, pela análise realizada pelo *COFECHA*.

Após esse processo, realizou-se os ajustes matemáticos de modelos lineares de regressão múltipla, com o objetivo de encontrar as variáveis que melhor explicassem o incremento periódico basal de crescimento dos indivíduos de *A. angustifolia*, de cada

década (I_gP_{10}), verificando o grau de diferenciação entre os tipos de fragmentos, e com a união de ambos representando a fitofisionomia da Floresta de Araucária (FOM), possibilitando a reconstrução das distribuições diamétricas das florestas. Os ajustes seguiram as transformações das variáveis quantitativas, sendo elas: X_i^2 , $Ln(X_i)$, $Ln(X_i^2)$, $1/X_i$, $1/X_i^2$ e $\sqrt{X_i}$, enquanto as variáveis qualitativas não foram transformadas, já a variável resposta (IP_{10g}), foi transformada para a forma logarítmica natural. Todas as transformações tiveram o intuito de diminuir a heterogeneidade das variâncias. As análises e ajustes dos modelos foram realizados com o auxílio do *software estatístico R Core Team* (2021), pela função *stepwise* por meio do método “*backward*”, para as reprojções de 10, 20, 30, 40, 50 e 60 anos atrás, chegando no período inicial das intervenções florestais nos fragmentos secundários. A amplitude diamétrica dos modelos foram de 10 cm a 137 cm, para as áreas de crescimento-antigo e de 10 cm a 80 cm para as áreas secundárias.

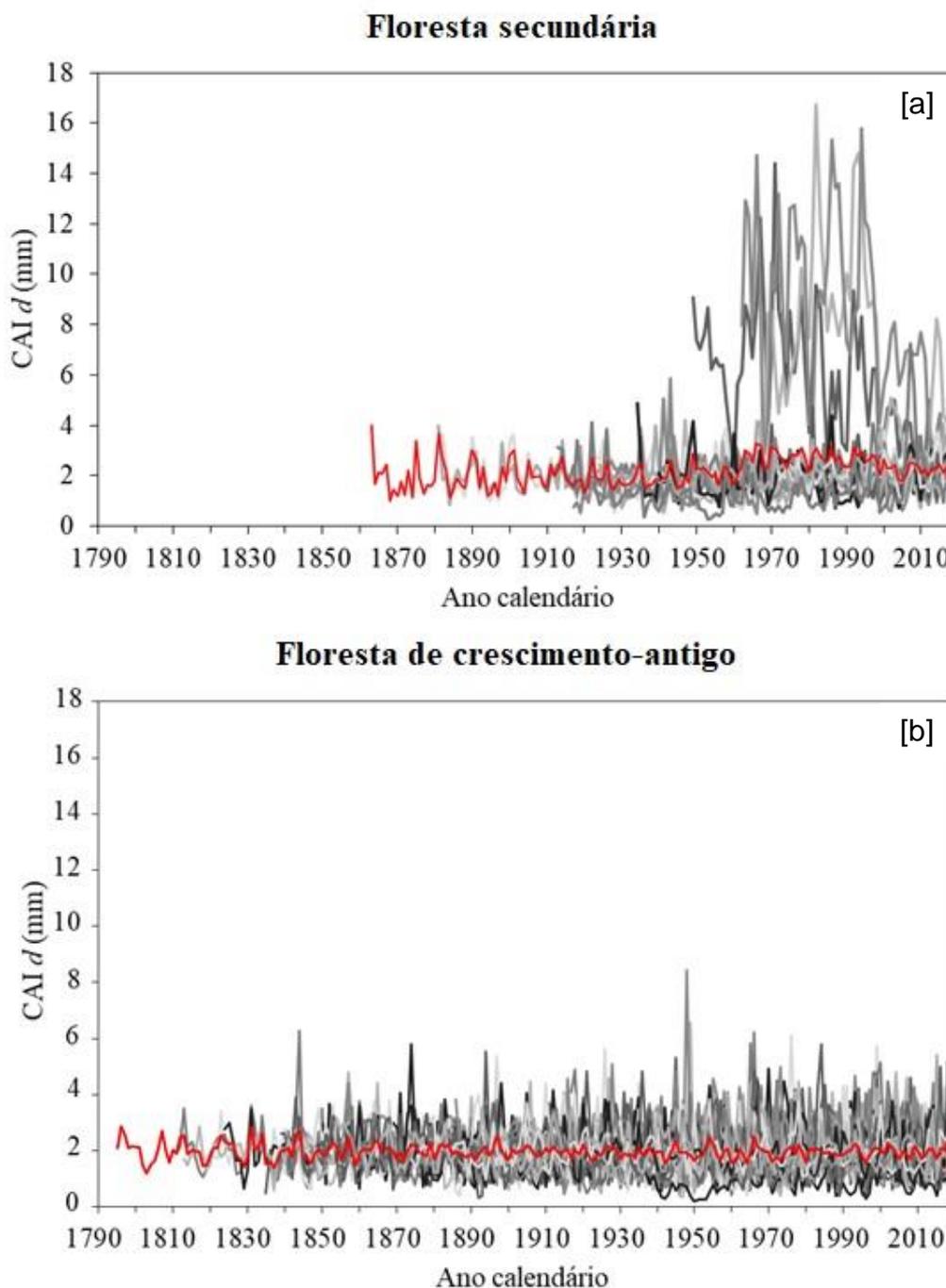
A fim de verificar a diferença entre os cenários desenvolvidos (Secundário, Crescimento-antigo), realizou-se o ajuste matemático dos modelos de regressões lineares para ambas as situações. Foi verificado a correlação e grau de multicolineariedade entre as variáveis, com o próprio método “*backward*”, selecionando as melhores variáveis para os modelos ajustados. Os melhores ajustes foram baseados de acordo com os maiores coeficientes de determinação (R^2) da equação de regressão linear múltipla, análise gráfica dos resíduos e o erro relativo padrão.

4.4. RESULTADOS

4.4.1. Florestas secundárias

Ao todo foram analisados 4 fragmentos secundários de Floresta com Araucária, com exploração nos períodos de 1960-1980. Foram estudados 38 indivíduos na floresta secundária, sendo que após as análises dendrocronológicas, 29 indivíduos permaneceram e foram utilizados para as análises seguintes. Os resultados podem ser analisados no Figura 3[a.]

FIGURA 3 - [a] Árvores de *A. angustifolia* (escala de cinza, n = 29) analisadas em floresta secundária, [b] Árvores de *A. angustifolia* (escala de cinza, n=45) analisadas em floresta de crescimento-antigo, com a média de árvores analisadas (vermelha) para cada situação.



Os 29 indivíduos de *A. angustifolia* estudados nas 4 áreas de florestas secundárias, apresentaram d médio que variavam de 32,7 cm – 46,9 cm, no momento da exploração

na década de 60. Os mesmos apresentaram taxas de crescimento radial de 1,7 mm – 3,9 mm.ano⁻¹. Para definir a contagem de anéis das árvores, observou-se os anéis de crescimento presentes no trado de incremento amostrados, dessa maneira, as áreas apresentaram indivíduos que variavam de 29 anos – 157 anos.

Após esta análise individual e geral das áreas que passaram pela estratégia de exploração nas áreas secundárias, a grande maioria seguiu taxas de crescimento radial anual na média de 2,0 mm, com exceção da área 1, onde sua taxa após manejo foi de 4,0 mm, o dobro dos demais. É visível que antes da década de 1960, as árvores apresentavam crescimento em níveis de declínio até se estabilizar na média dos 2,0 mm.ano⁻¹, e após a exploração ocorrida nessa década, os indivíduos tiveram uma alta crescente em suas taxas, com valores chegando aos 16,0 mm.ano⁻¹, voltando a decair em média 40 anos após a exploração. Observa-se que os indivíduos que tiveram essa resposta significativa em seu crescimento, são árvores jovens, enquanto que as árvores mais velhas no sistema, não apresentaram respostas, a exploração do local, o que faz sentido, por já serem árvores estabelecidas e dominantes no local.

Isso nos traz um indicativo de que o manejo nessas áreas, são favorecidas em áreas secundárias jovens, pois as respostas dos indivíduos são favorecidas nesse período, com duração de 40 – 50 anos, sendo uma janela de nova intervenção, quando comparado as taxas de crescimento. Vale ressaltar que antes da exploração, a área era a que já apresentava as maiores taxas de crescimento em relação às demais (3,9 mm.ano⁻¹). Tudo isso pode estar relacionado ao ambiente que o cercava o fragmento, com fatores bióticos e abióticos que colaboram para um maior desenvolvimento das áreas.

4.4.2. Floresta de crescimento-antigo

As áreas de crescimento-antigo foram divididas em 4 áreas de estudo, onde a primeira área teve 30 árvores amostradas, a segunda com 10 árvores, 6 árvores na terceira e 9 árvores na quarta área. Os resultados podem ser analisados no Figura 3[b].

As 45 árvores estudadas na floresta de crescimento-antigo, distribuídas nas 4 áreas amostradas, apresentaram um *d* médio variando de 34,0 cm – 78,3 cm. Suas taxas de crescimento apresentaram valores que vão de 1,9 mm – 2,0 mm, sendo esses valores padrões de crescimento ao logo das décadas amostradas no estudo. A contagem dos anos pelas amostras do trato de incremento, variaram de 19 anos – 225 anos.

Quando analisados os picos de crescimento radial dos indivíduos na floresta de crescimento-antigo, eles não são presentes continuamente como nas áreas secundárias

pós-exploração. Isso se explica pela dinâmica florestal, onde a queda de indivíduos, quebra por vento são presentes, após o conhecimento do local estudado, e mesmo com esses fenômenos, nenhuma das árvores que foram beneficiadas apresentaram taxas de crescimento similares as das áreas secundárias.

As 4 áreas estudadas de crescimento-antigo, seguem o mesmo padrão de crescimento das áreas secundárias antes da exploração, com uma média geral de 2,0 mm.ano⁻¹ de crescimento radial. Em termos crescimento radial, nesse ponto não houve uma diferenciação nas médias de crescimento, o que se é esperado, mostrando que o incremento radial médio sofreu influência em suas taxas, pós-processo exploratório, encontrado nas áreas secundárias, voltando as taxas de 2,0 mm.ano⁻¹ de crescimento 40 anos – 50 anos após a exploração.

4.4.3. Ajuste de modelos de crescimento nos fragmentos secundários e fragmentos de crescimento-antigo e diferenças entre os ambientes

Os seus resultados são apresentados nas Tabelas 3 e 4, respectivamente para os ajustes da floresta secundária e floresta de crescimento-antigo.

TABELA 3: Estatística da modelagem do IP_{10g} para os fragmentos secundários, nos períodos de 10, 20, 30, 40, 50 e 60 anos anteriores. Variável dependente passou pela transformação logarítmica natural.

Fragmentos Secundários	Variáveis independentes	Parâmetros matemáticos		R ²	S _{yx} %
		β_x	Valor β_x		
10 anos	\sqrt{d} cc^2 $(h/d)^2$ qf $\ln(h^2)$	β_0	-6,591	0,9053	21,07
		β_1	$3,543 \times 10^{-1}$		
		β_2	$4,307 \times 10^{-3}$		
		β_3	$-1,069 \times 10^{-5}$		
		β_4	$7,985 \times 10^{-2}$		
		β_5	$-4,442 \times 10^{-2}$		
20 anos	\sqrt{d} $\ln(h_f^2)$ h^2 \sqrt{cc} $1/(h/d)$	β_0	-2,224201	0,9042	22,08
		β_1	0,492703		
		β_2	-0,837998		
		β_3	0,002392		
		β_4	-0,378928		
		β_5	-15,179647		
30 anos	\sqrt{d} $\ln(h_f^2)$ h^2 \sqrt{cc}	β_0	-1,307040		
		β_1	0,543939		
		β_2	-0,997523		
		β_3	0,002709		
		β_4	-0,410671		

	$1/(h/d)$	β_5	-17,882762	0,8694	28,38
40 anos		β_0	-5,1794108		
	\sqrt{d}	β_1	0,3229717		
	cc^2	β_2	0,0056552		
	(h/d)	β_3	-0,0053054		
	ev	β_4	0,0844273		
	h_f^2	β_5	0,0005545	0,8453	31,70
50 anos		β_0	-8,5263		
	\sqrt{d}	β_1	1,0019		
	$\ln(h_f^2)$	β_2	-2,1451		
	$\sqrt{h/d}$	β_3	0,4685		
	\sqrt{cc}	β_4	-1,1512		
	$\ln(h)$	β_5	3,2954	0,8150	30,84
60 anos		β_0	-1,555		
	$1/d$	β_1	$-1,227 \times 10^{-2}$		
	ev	β_2	$3,991 \times 10^{-1}$		
	$(h/d)^2$	β_3	$8,930 \times 10^{-4}$		
	$1/cc^2$	β_4	$8,103 \times 10^{-1}$		
	ps	β_5	$1,556 \times 10^{-1}$	0,7644	31,32

Fonte: O autor (2022).

TABELA 4: Estatística da modelagem do IP_{10g} para os fragmentos de crescimento-antigo, nos períodos de 10, 20, 30, 40, 50 e 60 anos anteriores. Variável dependente não precisou ser transformada.

Fragmentos Crescimento- antigo	Variável independente	Parâmetros matemáticos		R^2	$S_{yx}\%$
		β_x	Valor β_x		
10 anos		β_0	$4,658 \times 10^{-3}$		
	d	β_1	$2,318 \times 10^{-4}$		
	cc	β_2	$1,888 \times 10^{-4}$		
	(h/d)	β_3	$-5,832 \times 10^{-5}$		
	ev	β_4	$-9,195 \times 10^{-4}$		
	h^2	β_5	$4,167 \times 10^{-6}$	0,9801	< 0,5
20 anos		β_0	$4,674 \times 10^{-3}$		
	d	β_1	$5,633 \times 10^{-4}$		
	(h/d)	β_2	$-4,013 \times 10^{-5}$		
	qf	β_3	$-1,092 \times 10^{-3}$		
	h_f	β_4	$7,157 \times 10^{-5}$		
	sf	β_5	$-1,496 \times 10^{-3}$	0,9934	< 0,5
30 anos		β_0	$1,216 \times 10^{-2}$		
	d	β_1	$9,247 \times 10^{-4}$		
	ps	β_2	$-1,539 \times 10^{-3}$		
	$\ln(h)$	β_3	$-3,323 \times 10^{-3}$		
	ev	β_4	$-9,902 \times 10^{-4}$		
	sf	β_5	$-2,582 \times 10^{-3}$	0,9967	< 0,5
40 anos		β_0	$3,458 \times 10^{-3}$		
	d	β_1	$1,209 \times 10^{-3}$		

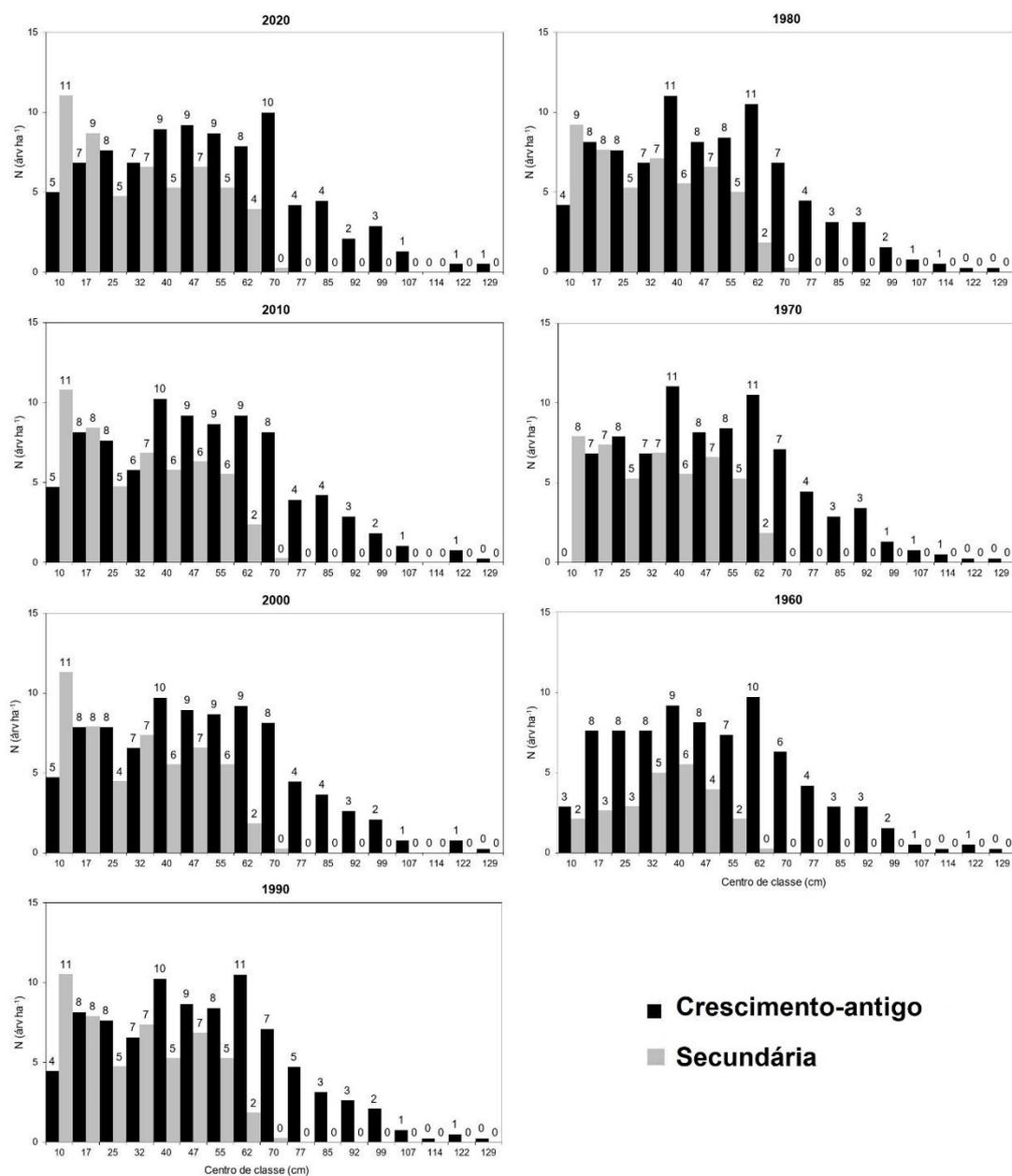
	(h/d)	β_2	$-4,326 \times 10^{-5}$		
	h	β_3	$-1,395 \times 10^{-4}$		
	ps	β_4	$-1,034 \times 10^{-3}$		
	h_f	β_5	$-9,543 \times 10^{-5}$	0,9984	< 0,5
50 anos		β_0	$-3,226 \times 10^{-3}$		
	d	β_1	$1,475 \times 10^{-3}$		
	$(h/d)^2$	β_2	$-5,803 \times 10^{-7}$		
	ps	β_3	$-6,551 \times 10^{-4}$		
	h_f^2	β_4	$-3,667 \times 10^{-6}$		
	h^2	β_5	$3,824 \times 10^{-6}$	0,9984	< 0,5
60 anos		β_0	$-7,508 \times 10^{-3}$		
	l/d	β_1	$1,841 \times 10^{-3}$		
	ev	β_2	$-7,196 \times 10^{-3}$		
	$(h/d)^2$	β_3	$-6,371 \times 10^{-7}$		
	l/cc^2	β_4	$1,013 \times 10^{-1}$		
	ps	β_5	$-8,995 \times 10^{-4}$	0,9983	< 0,5

Fonte: O autor (2022).

Observa-se que a variável independente d , sempre se manteve presente em qualquer um dos ajustes, podendo ela ou não se encontrar em sua forma transformada.

Após os ajustes dos modelos, os mesmos foram aplicados nos dados coletados no inventário florestal, com o objetivo de recriar os histogramas de frequência dos indivíduos amostrados em 2020, possibilitando verificar a passagem desses indivíduos de classe em classe e o ingresso dos indivíduos mais novos aos ambientes estudados. Os resultados são apresentados na Figura 4.

FIGURA 4 - Histograma de frequência de *A. angustifolia*, ajustado de acordo com os melhores modelos para cada período proposto. Para a obtenção de todos os números e centros de classe, utilizou-se o método de Sturges.



Com esses resultados, é possível verificar que existe diferença entre a estrutura da floresta para as duas condições avaliadas. A maneira como são distribuídos os indivíduos em suas classes diamétricas para as florestas de crescimento-antigo, sofrem bastante diferenças nas florestas secundárias, não atendendo um padrão similar de distribuição como a floresta de crescimento-antigo, nos últimos 70 anos. É possível verificar que as florestas de crescimento-antigo não apresentam a sua distribuição em formato de “J

invertido”, o que é visível em florestas antigas, mas caminhando para essa estrutura. Já as florestas secundárias seguem os padrões conhecidos de uma floresta jovem, se iniciando uma década após a exploração, com o ingresso de 6 novos indivíduos logo na primeira classe.

Um fato interessante, é que na década de 1960, antes do início da exploração, os indivíduos que foram mensurados no final de 2020, apresentavam essa característica de distribuição similar ao da floresta de crescimento-antigo. Após a intervenção na área, esses indivíduos passaram por um distúrbio tão grande que alterou suas taxas de crescimento, assim como a de entrada de novos indivíduos, em décadas posteriores, no sistema, diferindo das demais situações (já verificado nas análises gráficas das taxas de crescimento).

Para a floresta secundária, entre as décadas de 2020 e 1960, houve respectivamente 53 e 25 indivíduos de *A. angustifolia* por hectare, com uma diferença de 28 indivíduos por hectare, ao longo deste período. O ingresso de novos indivíduos no ambiente (ano do inventário - 2020), foi superior a quantidade de indivíduos que estavam presentes na década de 1960, apresentando o padrão de uma floresta jovem, com mais indivíduos nas classes inferiores do que superiores, na distribuição em “J”.

Destaca-se a quantidade de indivíduos ingressantes na área secundária após a exploração de 1960, posteriormente a esse período, dos 25 ind.ha⁻¹ de *A. angustifolia* presente no local, subiu na década de 70 para 47 ind.ha⁻¹, (ingresso de 22 ind.ha⁻¹, obtidos pelo ajuste dos modelos de *IPA*) reafirmando que após a exploração do local, o ingresso de novos indivíduos é favorecido, reafirmando e tendo como base as análises das taxas de crescimento das florestas secundárias.

Já para a floresta de crescimento-antigo, entre as décadas de 2020 e 1960, respectivamente apresentavam 89 e 81 indivíduos de *A. angustifolia* por hectare, diferença essa de 8 indivíduos ao longo dos períodos, e de ingresso na área. Ressalta-se que para ambas as situações, alguns indivíduos acabaram senescendo e conseqüentemente saindo do sistema antes da realização do inventário florestal em 2020, não sendo contabilizados no estudo.

Quando analisados os ingressos na classe inferior diamétrica (centro de classe = 10 cm), é possível verificar que, enquanto que para as florestas de crescimento-antigo, as taxas de ingressos seguem um padrão de ingresso de indivíduos distribuídos ao longo das décadas, para a floresta secundária, a maior taxa de ingresso é presente logo na década posterior ao início das intervenções, colaborando com a hipótese de que uma área

explorada, favorece e possibilitam o ingresso de novos indivíduos de *A. angustifolia* no sistema, após os distúrbios gerados, sendo 300% maior do que na década anterior.

4.5. DISCUSSÃO

A seguir na Tabela 5, é comparado as taxas de incremento da espécie de *A. angustifolia* na região sul do Brasil.

TABELA 5: Incrementos diamétricos (cm.ano^{-1}) de *A. angustifolia* estudadas em trabalhos realizados na Floresta de Araucária, no sul do Brasil.

Incremento (cm.ano^{-1})	Local	Fonte	<i>n</i> estudado
0,24	Secundária	Este estudo	29 árvores
0,20	Crescimento-antigo	Este estudo	45 árvores
0,12	Irati- PR	Figueiredo Filho <i>et al.</i> , 2008.	---
0,13	General Carneiro - PR	Barth Filho, 2002.	---
0,13	Irati- PR	Figueiredo Filho <i>et al.</i> , 2003.	62 árvores
0,16	São Francisco de Paula -RS	Ebling <i>et al.</i> , 2013.	---
0,19	São João do Triunfo - PR	Pizzatto, 1999.	---
0,30	Caçador – SC	Stepka <i>et al.</i> , 2021.	30 árvores
0,32	São João do Triunfo - PR	Schaaf, 2001.	---
0,36	Irati- PR	Figueiredo Filho <i>et al.</i> , 2006.	61 árvores
0,39	São Francisco de Paula – RS	Stepka <i>et al.</i> , 2021.	30 árvores
0,40	Caçador - SC	Mattos <i>et al.</i> , 2007.	32 árvores
0,40	São João do Triunfo - PR	Stepka <i>et al.</i> , 2021.	30 árvores
0,42	São João do Triunfo - PR	Durigan, 1999.	---
0,44	Chapecó – SC	Stepka <i>et al.</i> , 2021.	30 árvores
0,45	Irati- PR	Figueiredo Filho <i>et al.</i> , 2010.	---
0,48	Lages - SC	Hess <i>et al.</i> , 2010.	---
0,49	Três Barras - SC	Stepka <i>et al.</i> , 2021.	30 árvores
0,53	Planalto - RS	Hess <i>et al.</i> , 2009.	4 árvores
0,58	Irati – PR	Stepka <i>et al.</i> , 2021.	30 árvores
0,73	Nordeste - RS	Hess <i>et al.</i> , 2009.	4 árvores
0,78	Sudeste - RS	Hess <i>et al.</i> , 2009.	4 árvores
0,37	Região Sul	Média	---

Fonte: O autor (2022).

Mattos *et al.*, 2007, estudou ao todo 32 árvores de *A. angustifolia* com diâmetro de inclusão de 10 cm, com *d* das árvores variando entre 10-141 cm, próximos ao encontrado nas florestas de crescimento-antigo, e encontrou uma taxa de incremento nos últimos 10 anos que variavam de 0,11 cm a 1,15 cm, com média de $0,40 \text{ cm.ano}^{-1}$, próximo aos valores encontrado por Figueiredo Filho *et al.*, (2010) de $0,45 \text{ cm.ano}^{-1}$ (Período: 2002-2008). Esses valores são superiores aos encontrados em nossos estudos, que apresentam uma média de $0,20 \text{ cm.ano}^{-1}$ de crescimento e $0,24 \text{ cm.ano}^{-1}$, tanto para a floresta de crescimento-antigo, quanto para a floresta secundária. Ressalta-se que a área 1 da floresta secundária, após a sua exploração passou por períodos de crescimento que

chegaram a $0,39 \text{ cm.ano}^{-1}$, valores próximos a média encontrada na região Sul do país, com relação aos trabalhos levantados.

Stepka *et al.*, 2021, em seus estudos destacam uma média de idade de *A. angustifolia* que vão desde dos 71 à 264 anos, variando dos 33 aos 588 anos, nosso estudo apresentou uma média de 83 anos para as árvores da espécie na floresta secundária, com variação de 29 – 157 anos, contabilizados somente pela visualização dos seus anéis de crescimento, enquanto que para a floresta de crescimento-antigo a média de idade dos indivíduos foram de 119 anos, com variação de 19-225 anos pelas contagens de anéis em trado de 40 cm. Esses valores médios se encontram similares a variação apresentada pelo autor, porém em nosso estudo a idade dos indivíduos foram dimensionadas somente pela contagem de anéis visualizados pelos trados de incrementos obtidos das mesmas.

Mesmo apresentando taxas diferentes de crescimento das *A. angustifolia* entre as florestas secundárias e de crescimento-antigo, é possível afirmar que a exploração e liberação de espaço na área causa um efeito positivo nos indivíduos que são expostos a essas condições (taxas de crescimento maior na área explorada 1), e mesmo que esses indivíduos não sejam favorecidos pela exploração local, os indivíduos seguem suas taxas de crescimento ao mesmo nível das florestas de crescimento-antigo. Além da exploração local, a dinâmica florestal colabora com o ingresso e saída de indivíduos no sistema.

Devido ao processo exploratório presente nas áreas secundárias, foi verificado que os indivíduos que compõem o sistema, apresentam uma idade menor, em relação a contagem de anéis de crescimento das áreas de crescimento-antigo. Isso se dá pelo fato de que a exploração ocorreu em indivíduos com d maior do que 40 cm, logo, os indivíduos mais velhos foram excluídos do sistema.

O número de indivíduos de *A. angustifolia* por hectare, é um dos pontos interessantes do estudo, pois com as análises dos anéis de crescimento das árvores presentes no sistema, foi possível encontrar o período em que ela ingressou nas classes diamétricas estudadas (diâmetro de inclusão $d > 10 \text{ cm}$). Para a floresta de crescimento-antigo, foram encontrados em 2020, uma média de 89 árv.ha^{-1} , já para a floresta secundária, no mesmo período, foi de 53 árv.ha^{-1} . Beckert *et al.*, 2014 (diâmetro de inclusão $> 20 \text{ cm}$), encontraram valores que chegaram a 69 árv.ha^{-1} em 2004, sendo que em 2010, essa mesma área apresentava 60 árv.ha^{-1} , logo após períodos de fatores edafoclimáticos que colaboraram para o decréscimo e saída de árvores do sistema, enquanto que no mesmo período, nossas áreas apresentavam 89 e 51 árv.ha^{-1} para a floresta de crescimento-antigo e secundária respectivamente. Outros trabalhos destacam

o número de árv.ha⁻¹ em florestas de Araucária, porém com critérios de inclusões diferentes, variando de 165 árv.ha⁻¹ a 27 árv.ha⁻¹ (DURIGAN, 1999; SCHAAF, 2001; SANQUETTA *et al.*, 2003, STEPKA *et al.*, 2021), o que dificulta uma comparação mais fidedigna.

Beckert *et al.*, 2014 ainda destacou a relação de ingresso e mortalidade nas florestas de Araucária, e de acordo com os autores, à intensa competição e à pouca disponibilidade de luz nos estratos inferiores, são um dos principais fatores que explicam a alta taxa de mortalidade e o baixo ingresso de novos indivíduos de *A. angustifolia* no sistema, destacando a importância de intervenções para que a mesma não seja totalmente excluída do sistema com o passar dos tempos. Sua afirmação vai de encontro com o que verificamos em nosso estudo, pois as florestas de crescimento-antigo apresentaram uma entrada de 8 indivíduos por hectare (1960-2020) com $d > 10$ cm, já para as florestas secundárias, os ingressos no sistema foram de 28 indivíduos por hectare, no mesmo período de tempo e d de inclusão.

Valente *et al.*, 2010 ao estudar 3 fitofisionomias distintas de *A. angustifolia* apresenta o contrário, destacando o sucesso de regeneração da espécie em florestas maduras com baixa disponibilidade luminosa, sendo que sua mortalidade não é condicionada a isso. Dentre as fitofisionomias estudadas, a mista com presença de *A. angustifolia* e outras espécies folhosas foram as que apresentaram a maior taxa de ingresso de novos indivíduos, de ~19%, que se compara com os valores encontrados em nossa floresta secundária, que foi de ~55%, enquanto que para a floresta de crescimento-antigo a taxa de ingresso foi de ~10%.

Para Carvalho (1997), a abertura de clareiras são o início da dinâmica florestal, e o ingresso de novos indivíduos, tornando a floresta multiânea. Essas dinâmicas de clareiras são ligadas a extração seletiva (corte de indivíduos com $d > 40$ cm) nas áreas secundárias, enquanto nas florestas de crescimento-antigo as aberturas do dossel são formadas por ações naturais. Essa dinâmica seja ela natural ou antrópica, colaboram para o crescimento diamétrico dos indivíduos remanescentes e ao ingresso de novos indivíduos no sistema.

O grau desse distúrbio ocasionado na extração das árvores de *A. angustifolia* nas florestas secundárias são maiores que o distúrbio natural causado nas florestas de crescimento-antigo, isso colabora com a diferença de ingresso de novos indivíduos entre as fitofisionomias, sendo a das áreas secundárias aproximadamente 5,5x maiores que das áreas de crescimento-antigo. Devido a instalação das parcelas serem realizadas pela

primeira vez, estudos voltados a taxa de mortalidade das fitofisionomias não foram realizadas.

Moscovich (2006), destaca o baixo grau de regeneração de *A. angustifolia* e indica o enriquecimento da espécie no sistema, além da eliminação de espécies que na estrutura natural não tem tanta participação, além de taquaras e cipós. O destaque desse ponto se torna necessário em alguns locais onde o grau de incidência dessas espécies é maior, que acabam dominando em sua totalidade o local, impossibilitando o ingresso de novos indivíduos e alterando a dinâmica dessas florestas.

4.6. CONCLUSÕES

Concluiu-se que o corte seletivo de indivíduos de *A. angustifolia* favorecerem os ingressos de novos indivíduos da espécie logo nas primeiras décadas do processo exploratório, em relação a áreas de crescimento-antigo que se mantiveram com a dinâmica natural da floresta.

A taxa de crescimento dos indivíduos de *A. angustifolia* se diferenciaram nas áreas secundárias das de crescimento-antigo em aproximadamente 4 décadas pós exploração, retornando após isso a taxa de crescimento similares a das áreas de crescimento-antigo.

Os ajustes da modelagem do crescimento das florestas de crescimento-antigo, apresentaram uma melhora da sua modelagem, após o passar das décadas. Já os ajustes das florestas secundárias apresentaram os melhores valores de ajustes quanto menor o período de tempo estudado (< 30 anos).

As árvores de *A. angustifolia* nas florestas secundárias seguem os padrões de distribuição em “J”, enquanto que nas florestas de crescimento-antigo, a mesma espécie está caminhando para o formato de distribuição de “J invertido”.

O período recomendado de novas intervenções nas florestas secundárias se mostrou em uma janela de intervalo de 50 anos - 70 anos, levando em consideração as taxas de crescimento que retornam as médias das florestas de crescimento-antigo, e a quantidade dos indivíduos presentes no local com $d > 40$ cm.

Estudos de mortalidades são relevantes no local, a ponto de conseguir estabelecer valores e conhecer melhor as dinâmicas das florestas de Araucária.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, M. D.; DA SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; NEGRINI, M.; NETO, J. F. Potencial de uso de espécies arbóreas de uma floresta secundária em Lages, Santa Catarina. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 11, n. 3, p. 238-247, 2014.
- AGUIAR, M.D.D.; SILVA, A.C.D.; HIGUCHI, P.; NEGRINI, M.; SCHOLLEMBERG, A.L. Similaridade entre adultos e regenerantes do componente arbóreo em floresta com araucária. **Floresta e Ambiente** 24, 2017. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.083214>.
- ALVARES, C. A; STAPE, J. L; SENTELHAS, P. C; DE MORAES, G; LEONARDO, J; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANSOLIN, R. D.; SILVA, A. C. D.; HIGUCHI, P.; KÜSTER, L. C.; FERREIRA, T. D. S.; BUZZI JÚNIOR, F.; CRUZ, A. P. Heterogeneidade ambiental e variação florístico-estrutural em um fragmento de Floresta com Araucária na Coxilha Rica-SC. **Ciência Florestal**, 26, 1201-1210, 2016. <https://doi.org/10.5902/1980509825111>.
- ASSUNÇÃO, S. L.; FELFILI, J. M. Fitossociologia de um fragmento de cerrado sensu stricto na APA do Paranoá, DF, Brasil. **Acta botanica brasílica**, v. 18, n. 4, p. 903-909, 2004.
- BARTH FILHO, N. F. **Delineamentos de um sistema de monitoramento de crescimento e produção em campo para florestas naturais: aplicação na floresta com araucária**. Curitiba, 86 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná. 2002.
- BAWA, K. S.; SEIDLER, R. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. **Conservation biology**, 12(1), 46-55, 1998.
- BECKERT, S. M.; ROSOT, M. A. D.; ROSOT, N. C. Crescimento e dinâmica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. em fragmento de Floresta Ombrófila Mista Growth and dynamics of *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. in an Ombrophylous Mixed Forest remnant., **Scientia forestalis**, v. 42, n. 102, p. 209-218, 2014.

BEHLING, H.; PILLAR, V. D.; ORLÓCI, L.; BAUERMANN, S. G. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, 203, 3-4, 277-297, 2004.

BEHLING, H.; PILLAR, V. D. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362, 1478, 243-251, 2007.

BRANDES, A. F. N.; NOVELLO, B. Q.; DOMINGUES, G. A. F.; BARROS, C. F.; TAMAIO, N. Endangered species account for 10% of Brazil's documented timber trade. **Journal for Nature Conservation**, v. 55, p. 1 – 6, 2020.

BRANDES, A. F. N.; ALBUQUERQUE, R. P.; LISI, C. S.; LEMOS, D. N.; NICOLA, L. R. M.; MELO, A. L. F.; BARROS, C. F. The growth responses of *Araucaria angustifolia* to climate are adjusted both spatially and temporally at its northern distribution limit. **Forest Ecology and Management**, 487, 119024, 2021.

BRASIL. Portaria Nº 443, de 17 de dezembro de 2014. **Diário Oficial da União** 245, 110–121, 2014.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, Costa Rica 15, 1, 40–42, 1965.

CANNON, C. H.; PEART, D. R.; LEIGHTON, M.; KARTAWINATA, K. The structure of lowland rainforest after selective logging in West Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, v. 67, n. 1-3, p. 49-68, 1994.

CAO, X.L.; DENG, M.J.; CUI, G.X. Identifying ramie variety by combining the hyperspectral technology with the principal component analysis. **Spectroscopy and Spectral Analysis** 39, 6, 1905–1908, 2019.

CARVALHO, J. O. P. **Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo sustentável**. p. 171 – 179, Documentos 123, 1997.

CARVALHO, P.E.R. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, DF; **Embrapa Florestas**, Colombo, 2014.

CARVALHO, S. P. C.; RODRIGUEZ, L. C. E.; CALEGARIO, N.; SAVIAN, T. V.; LIMA, M. P.; SILVA, C. A.; MENDONÇA, A. R.; NICOLETTI, M. F. Modelagem não linear mista para descrever o afilamento de árvores clonais de *Eucalyptus* sp. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 104, p. 605-614, 2014.

CHAMI, L.B. Vegetação e mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes da Floresta Ombrófila Mista na FLONA de São Francisco de Paula, RS. 106 f. Master's thesis – Curso de Engenharia Florestal, Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, área de Concentração em Silvicultura, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2008.

CHAO, A.; GOTELLI, N.J.; HSIEH, T.C.; SANDER, E.L.; MA, K.H.; COLWELL, R.K.; ELLISON, A.M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, Washington 84, 1, 45–67, 2014.

CHAO, A.; MA, K.H.; HSIEH, T.C. **iNEXT** (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Program and User's Guide published. 2016. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/ (accessed 17 Feb. 2022).

CHAVES, A. D. C. G.; DE SOUSA SANTOS, R. M.; DOS SANTOS, J. O.; DE ALBUQUERQUE FERNANDES, A.; MARACAJÁ, P. B. A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 9, n. 2, p. 43-48, 2013.

CLIFFORD, H.T.; STEPHENSON, W. An Introduction to Numerical Classification. Academic Press, New York. 1975.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). **Resolução CONAMA 278**, de 24 de maio de 2001. Diário Oficial da União de 18 de julho de 2001. 2001.

CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro** – Região Sul. Brasília: MMA, 2011.

CORDEIRO, J.; RODRIGUES, W.A. Caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. **Revista Árvore** 31, 545–554, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000300020>.

COSTA, E. A.; FINGER, C. A. G.; FLEIG, F. D. Modelagem do espaço de crescimento para araucária. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 725 – 734, 2018.

CUBAS, R. **Florística, estrutura e dinâmica em uma floresta ombrófila mista no norte do estado de Santa Catarina**. 2011. 148 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Florestais, Unicentro, Irati, 2011.

Cybis Elektronik & Data AB. **Cybis CooRecorder - Image Coordinate Recording program**. Version: 9.6 Nov 25 2020, 2020a. <http://www.cybis.se>

Cybis Elektronik & Data AB. **CDendro - Cybis dendro dating program**. Version: 9.6 Nov 25 2020, 2020b. <http://www.cybis.se>

DOBNER JR., M.; PAIXÃO, C. A.; COSTA, E. A.; FINGER, C. A. G. Effect of site and competition on diameter growth of *Araucaria angustifolia*. **Floresta**, v. 49, n. 4, p. 717 – 724, 2019.

DORTZBACH, D., PEREIRA, M.G., ANJOS, L.H.C.D., FONTANA, A., SILVA, E.D.C. Genesis and classification of soils from subtropical mountain regions of southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, 40, 1–15, 2016. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20150503>.

DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo-PR**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1999. 125 p.

EBLING, A. A.; PELLICO NETTO, S.; WATZLAWICK, L. F.; DE MIRANDA, R. O. V.; ABRÃO, S. F. Ecologia e projeção diamétrica de três grupos arbóreos em

remanescente de Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de Paula, RS. **Floresta**, v. 43, n. 2, p. 261-270, 2013.

EISFELD, R. L.; ARCE, J. E.; SANQUETTA, C. R.; BRAZ, E. M. Is it forbidden the wood use of *Araucaria angustifolia*? An analysis on the current legal budget. **Floresta**, 50, 1, 971-982, 2019.

EISFELD, R. L. **Pesquisa, legislação, plantio e manejo de *Araucaria angustifolia*** (Bertol.) O. Kuntze: **Perspectivas e soluções**. Tese. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, 2020. 261 p.

EMBRAPA SOLOS. **Solos do estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro, p. 745, 2004.

FANTINI, A. C.; SIMINSKI, A.; GAIO, M. F. Madeira de florestas secundárias em SC: nova fonte de renda para os agricultores. **Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v. 29, p. 15-18, maio/ago. 2016.

FELFILI, J.M.; REZENDE, R.P. Conceitos e métodos em fitossociologia. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 2003.

FERREIRA, E.B.; CAVALCANTI, P.P.; NOGUEIRA, D.A. **Des.pt: Pacote experimental Designs (Portuguese)**. R package version 1.2.0. 2018. <https://CRAN.R-project.org/package=Des.pt>.

FERREIRA, T.D.S.; MARCON, A.K.; SALAMI, B.; RECH, C.C.C.; MENDES, A.R.; CARVALHO, A.F.; MISSIO, F.F.; PSCHIEDT, F.; GUIDINI, A.L.; DORNELLES, R.S.; SILVA, A.C.; HIGUCHI, P. Composição florístico-estrutural ao longo de um gradiente de borda em fragmento de floresta ombrófila mista alto-montana em Santa Catarina. **Ciência Florestal** 26, 123–134, 2016.
<https://doi.org/10.5902/1980509821097>.

FIGUEIREDO FILHO, A.; DO ROCIO HUBIE, S.; SCHAAF, L. B.; DE FIGUEIREDO, D. J.; SANQUETTA, C. R. Avaliação do incremento em diâmetro com o uso de cintas dendrométricas em algumas espécies de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Estado do Paraná. **RECEN-Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 5, n. 1, p. 69-84, 2003.

FIGUEIREDO FILHO, A.; SERPE, E. L.; PLODOWSKI, G.; SANTOS, D. F.; STEPKA, T. F.; BECKER, M. Crescimento sazonal em diâmetro de 16 espécies de uma Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de Irati, Parana, Brazil. In: 2o Congreso Latinoamericano IUFRO, 2006, La Serena, Chile. Bosques: La creciente importancia de sus funciones ambientales, sociales y económicas. La Serena, Chile: **IUFRO-INFOR**, v. 1, 2006.

FIGUEIREDO FILHO, A.; RODE, R.; FIGUEIREDO, D. J.; MACHADO, S. A. Seasonal diameter increment for 7 species from an Ombrophyllous Mixed Forest, southern state of Parana, Brazil. **Revista Floresta**, Curitiba, PR, v. 38, n. 3, p. 527-543. jul./set, 2008.

FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; STEPKA, T. F.; SAWCZUK, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, 2010.

FRANKLIN, J.F.; SPIES, T.A. Characteristics of old-growth Douglas-fir forests. In **Proceedings of the Society of American Foresters National Convention** (pp. 10–16), 1984.

FULGIERI, J. S. **Dendrocronologia de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze em Curitiba - SC**. 39 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Catarina, Curitiba. 2019.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic Forest hotspot status: an overview. Washington (DC): C. Galind-Leal, I.G Câmara. The Atlantic Forest of south america: biodiversity status, threats, and outlook. **Conservation International**, p. 3-11, 2003.

GASPER, A.L.D.; SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A.C.; SOBRAL, M.; UHLMANN, A.; LINGNER, D.V.; RIGON-JÚNIOR, M.J.; VERDI, M.; STIVAL-SANTOS, A.; DREVECK, S.; KORTE, A. Inventário florístico florestal de Santa Catarina: espécies da Floresta Ombrófila Mista. **Rodriguésia** 64, 201–210, 2013.

GASPER, A. L.; OLIVEIRA, L. Z.; LINGNER, D. V.; VIBRANS, A. C. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina**, Volume VII, Espécies arbóreas raras de Santa Catarina. Blumenau, Edifurb, 2017. 256 p.

GOMES, J.F. **Classificação e crescimento de grupos ecológicos na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS**. Master's thesis (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 75 f. 2005.

GUERRA, M. P.; SILVEIRA, V.; REIS, M. D.; SCHNEIDER, L. Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: Simões, L.L.; Lino, C.F. (Eds.), **Sustentável Mata Atlântica - A Exploração de Seus Recursos Florestais**. Editora Senac: São Paulo, 85–102, 2002.

HAO, M.; CORRAL-RIVAS, J J.; GONZÁLEZ-ELIZONDO, M.S.; GANESHAIAH, K.N.; NAVA-MIRANDA, M.G.; ZHANG, C.; ZHAO, X.; VON GADOW, K. Assessing biological dissimilarities between five forest communities. **Forest Ecosystems** 6, 1, 1–8, 2019. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0188-9>.

HE, F.; HU, X.S. Hubbell's fundamental biodiversity parameter and the Simpson diversity index. **Ecology Letters** 8(4), 386–390, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00729.x>.

HESS, A. F.; SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. Crescimento em diâmetro de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em função da idade, em três regiões do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 19, p. 7-22, 2009.

HESS, A. F.; CALGAROTTO; A. R.; PINHEIRO, R.; WANGINIAC, T. C. R. Proposta de manejo de *Araucaria angustifolia* utilizando o quociente de Liocourt e análise de incremento, em propriedade rural no município de Lages, SC. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 337, 2010.

HESS, A. F.; LOIOLA, T.; SOUZA, I. A.; MINATTI, M.; RICKEN, P.; BORSOI, G. A. Forest Management for the conservation of *Araucaria angustifolia* in southern Brazil. **Floresta**, v. 48, n. 3, p. 373 – 382, 2018a.

HESS, A. F.; RICKEN, P.; CIARNOSCHI, L. D. Dendrocronologia, incremento e manejo florestal em Floresta de Araucária – SC. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1568 – 1582, 2018b.

HESS, A. F.; MINATTI, M.; LIESENBERG, V.; MATTOS, P. P.; BRAZ, E. M.; COSTA, E. A. Brazilian pine diameter at breast height and growth in mixed Ombrophilous forest in Southern Brazil. **Australian Journal of Crop Science**, 12, 5, 770-777, 2018c.

HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.D.; FERREIRA, T.D.S.; SOUZA, S.T.D.; GOMES, J.P.; SILVA, K.M.D.; DOS SANTOS, K.F.; LINKE, C.; PAULINO, P.D.S. Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Ciência Florestal** 22, 79–90, 2012. <https://doi.org/10.5902/198050985081>.

HIGUCHI, P., SILVA, A.C.D., ALMEIDA, J.A.D., BORTOLUZZI, R.L.D.C., MANTOVANI, A., FERREIRA, T.D.S., SOUZA, S.T., GOMES, J.P., SILVA, K.M.D. Florística e estrutura do componente arbóreo e análise ambiental de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana no município de Paineira, SC. **Ciência Florestal** 23, 153–164, 2013. <https://doi.org/10.5902/198050988449>.

Higuchi, P.; Silva, A.C.D.; Ferreira, T.D.S.; Souza, S.T.D.; Gomes, J.P.; Silva, K.M.D.; Santos, K.F.; Berndt, E.J.; Souza Júnior, J.O.; Gois, D.T.; Weiduschat, F. Florística e estrutura do componente arbóreo e relação com variáveis ambientais em um remanescente florestal em Campos Novos-SC. **Ciência Florestal** 26, 35–46, 2016. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509821089>.

HOLMES L. R. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. **Tree-ring Bull**, 43, 69-78, 1983.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul**. São Paulo: Polígono, 1972. 466p.

HUSS, J.; DOBNER JR., M.; PAIXÃO, C. A.; TEN CATEN, A.; SIMINSKI, A. Regeneration of *Araucaria angustifolia* in pine plantations in the south of Brazil - a silvicultural approach. **Scientia Forestalis**, v. 48, n. 127, p. 1 - 14, 2020.

IOB, G.; VIEIRA, E. M. Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) in the Brazilian Araucaria Forest: influence of deposition site and comparative role of small and 'large' mammals. **Plant Ecology**, v. 198, p. 185 – 196, 2008.

IBAMA. Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial**. Portaria 006/92-N de 15 de janeiro de 1992. 1992.

JACCARD, P. Contribution au problème de l'immigration post-glaciare de la flore alpine. **Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles** 36, 87–130, 1900.

JANIS. Nationally agreed criteria for the establishment of a comprehensive, adequate and representative reserve system for forests in Australia. A Joint ANZECC/MCFFA **National Forest Policy Statement Implementation Subcommittee** (JANIS) report, 1997.

JOHNS, A. D. Effects of "selective" timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. **Biotropica**, p. 31-37, 1988.

KANIESKI, M.R.; LONGHI, S.J.; DA SILVA NARVAES, I.; SOARES, P.R.C.; LONGHI-SANTOS, T.; CALLEGARO, R.M. Diversidade e padrões de distribuição espacial de espécies no estágio de regeneração natural em São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Floresta** 42, 3, 509–518, 2012. <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v42i3.25037>.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. **R package version** 1.0.7, 2020. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>.

KLAUBERG, C.; PALUDO, G.F.; DA COSTA BORTOLUZZI, R.L.; MANTOVANI, A. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas** 23(1), 35–47, 2010.

KLEIN, R.M. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. Herbário “Barbosa Rodrigues”, 1978.

LABOURIAU, L.F.G.; MATOS FILHO, A. Notas preliminares sobre a “região da Araucária.” **Anu. Bras. Econ. Flores.** 1, 215–228, 1948.

LACERDA, A.E.B. Understanding the long-term impact of bamboos on secondary forests: A case for bamboo management in Southern Brazil. **Diversity** 13(11), 567, 2021.

LAUTERJUNG, M. B.; BERNARDI, A. P.; MONTAGNA, T.; CANDIDO-RIBEIRO, R.; COSTA, N. C. F.; MANTOVANI, A.; DOS REIS, M. S. Phylogeography of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*): integrative evidence for pre-Columbian anthropogenic dispersal. **Tree Genetics & Genomes**, 14, 3, 1-12, 2018.

LEXERØD, N.L.; EID, T. An evaluation of different diameter diversity indices based on criteria related to forest management planning. **Forest Ecology and Management** 222, 1–3, 17–28, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.046>.

LIMA, M.S.C.S.; DOS SANTOS SOUZA, C.A.; PEDERASSI, J. Qual Índice de Diversidade Usar? **Cadernos UniFOA** 11(30), 129–138, 2016.

LIMA FILHO, D.D.A.D.; MATOS, F.D.D.A.; AMARAL, I.L.D.; REVILLA, J.; COÊLHO, L.D.S.; RAMOS, J.F.; SANTOS, J.L.D. Inventário florístico de floresta ombrófila densa de terra firme, na região do Rio Urucu-Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica** 31, 4, 565–565, 2001. <https://doi.org/10.1590/1809-43922001314579>.

LONGHI, R. V.; SCHNEIDER, P. R.; LONGHI, S. J.; MARANGON, G. P.; COSTA, E. A. Growth dynamics of *Araucaria* after management interventions in natural forest. **Floresta e Ambiente** v. 25. n. 2, p. 1-10, 2018.

MACHADO, S.D.A.; ZAMIN, N.T.; NASCIMENTO, R.G.M.; AUGUSTYNCZIK, A.L.D.; MENEGAZZO, C.S. Comparação dos parâmetros fitossociológicos entre três estratos de um fragmento de floresta ombrófila mista. **Cerne** 19, 365–372, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000300002>.

MATTOS, J.R. **O pinheiro brasileiro**. São Paulo: Grêmio Politécnico, 1972. 638p.

MATTOS, P. P.; DOS SANTOS, A. T.; RIVERA, H.; DE OLIVEIRA, Y. M. M.; ROSOT, M. A. D.; GARRASTAZU, M. C. Crescimento de *Araucaria angustifolia* na Reserva Florestal Embrapa/Epagri, Caçador, SC. **Pesquisa Florestal Brasileira**, (55), 107-107, 2007.

MAZON, J. A.; SILVA, R. A. R.; WATZLAWICK, L. F. Estrutura e composição da regeneração natural em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista secundária. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, 2019.

McEVOY, T. J. **Positive impact forestry: a sustainable approach to managing woodlands**. Island Press, 2004. 291 p.

MINATTI, M.; TRAUTENMÜLLER, J. W.; PELLICO NETTO, S.; CORTE, A. P. D.; BALBINOT, R.; LAMBRECHT, F. R. Modelagem da distribuição dos incrementos em diâmetro de remanescentes de *Araucaria angustifolia* em área manejada. **Scientia Forestalis**, v. 47, n. 124, p. 613 – 623, 2019.

MMA. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. **Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Ministério do Meio Ambiente (MMA)**. Brasília, 2000.

MOÇO, M.K.D.S.; GAMA-RODRIGUES, E.F.D.; GAMA-RODRIGUES, A.C.D.; CORREIA, M.E.F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. **Revista brasileira de ciência do solo** 29, 555–564, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000400008>.

MOLINA-VALERO, J. A.; CAMARERO, J. J.; ALVAREZ-GONZALEZ, J. G.; CERIONI, M.; HEVIA, A.; SANCHEZ-SALGUERO, R.; MARTIN-BENITO, D.; PEREZ-CRUZADO, C. Mature forests hold maximum live biomass stocks. **Forest Ecology and Management**, 480, 118635, 2021.

MOSCOVICH, F. A. **Dinâmica de crescimento de uma floresta ombrófila mista em Nova Prata, RS**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Maria (Brasil), 2006. 130 p.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology, second ed. **Wiley and Sons**, New York, 2002.

NAUBER, J. **Internationale Schutzkonzeptionen**. In: HERKENDELL, J.; PRETZSCH, J. (Hrsg.) Die Wälder der Erde: Bestandesaufnahme und Perspektiven. Beck: München, p. 226 – 235, 1995.

NODARI, E.S.; CARVALHO, M.M.X. O problema do desmatamento da Floresta com Araucária considerando escalas de tempo mais amplas. In: Valentini, D.J., Muraro, V. F. (Eds.), Colonização, conflitos e convivências nas fronteiras do Brasil, da Argentina e do Paraguai, Porto Alegre: **Letra & Vida**, 293–317, 2015.

- NUTTO, L. Manejo do crescimento diamétrico de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Baseado na árvore individual. **Ciência Florestal**, v. 11, p. 9-25, 2001.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-6, 2019. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- OLIVEIRA, J.M., SANTAROSA, E., PILLAR, V.D., ROIG, F.A. Seasonal cambium activity in the subtropical rain forest tree *Araucaria angustifolia*. **Trees**, 23, 1, 107–115, 2009. <https://doi.org/10.1007/s00468-008-0259-y>.
- OLIVEIRA, J.M.; ROIG, F.A.; PILLAR, V.D. Climatic signals in tree-rings of *Araucaria angustifolia* in the southern Brazilian highlands. **Aust. Ecol.** 35, 134–147, 2010. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02018.x>
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; BUDKE, J.C.; JARENKOW, J.A.; EISENLOHR, P.V.; NEVES, D.R.M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology** 8, 3, 242–260, 2015.. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt058>.
- OLIVEIRA, T.W.G.; SCHMITZ, R.; CAMAÑO, J.D.Z.; DALLA CORTE, A.P.; SANQUETTA, C.R. Behavior of the diametric distribution of ecological groups in a mixed ombrophilous forest fragment. **Floresta** 48, 3, 413–424, 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v48i3.56466>.
- OLIVER, C.D.; LARSON, B.C. **Forest stand dynamics: Updated edition**. John Wiley and Sons, Hoboken, NJ. 1996.
- ORELLANA, E.; VANCLAY, J. K. Could native *Araucaria* forests be managed for timber production on small farms in southern Brazil? **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 1 – 9, 2018.
- PASSOS, M.G.D.; PRADO, G.P.D.; FONTANA, C.; BIANCHINI, E. Structure and tree diversity in a mixed ombrophilous forest remnant, southern Brazil. **Floresta e Ambiente** 28, 2020. <https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2020-0064>.

- PERONE, A.; LOMBARDI, F.; MARCHETTI, M.; TOGNETTI, R.; LASSERRE, B. Evidence of solar activity and El Niño signals in tree rings of *Araucaria araucana* and *A. angustifolia* in South America. **Global and Planetary Change**, 145, 1-10, 2016.
- PELLICO NETTO, S. **Inventário Florestal Nacional, florestas nativas: Paraná e Santa Catarina**. Brasília, DF. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1984.
- PELLICO NETTO, S.; EBLING, Â.A.; DE ARAÚJO, E.J.G. Growth stratification applied to prognosis of diametric structure in araucaria forest. **Journal of Applied Mathematics and Physics** 2, 753–761, 2014. <https://doi.org/10.4236/jamp.2014.28083>.
- PIELOU, E.C. **An Introduction to Mathematical Ecology**. Wiley, New York, 1969.
- PIZZATTO, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo, PR: 1995 a 1998**. Curitiba, 1999. 172 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. 1999.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2021. <https://www.R-project.org/>.
- REVELLE, W. **Psych: Procedures for Personality and Psychological Research**, Northwestern University, Evanston, Illinois, USA, 2020. <https://CRAN.R-project.org/package=psych>. Version = 2.0.9.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142, 6, 1141–1153, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.
- RICKLEFS, R.E. Biodiversidade, in: **A economia da natureza**, sixth ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, pp. 366–390, 2010.
- ROBINSON, M.; SOUZA, J. G.; MAEZUMI, S. Y.; CÁRDENAS, M.; PESSEDA, L.; PRUFER, K.; CORTELETTI, R.; SCUNDERLICK, D.; MAYLE, F. E.; BLASIS,

P.; IRIARTE, J. Uncoupling human and climate drivers of late Holocene vegetation change in southern Brazil. **Scientific Reports**, 8, 1, 1-10, 2018.

RODRIGUES, A. L. **Dinâmica demográfica, crescimento e simulações de manejo em remanescente de floresta ombrófila mista**. 151 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

RONDON NETO, R.M.; KOZERA, C.; DE ANDRADE, R.D.R.; CECY, A.T.; HUMMES, A.P.; FRITZSONS, E.; CALDEIRA, M.V.W.; MACIEL, M.N.M.; DE SOUZA, M.K.F. Caracterização florística e estrutural de um fragmento de floresta ombrófila mista, em Curitiba, PR–Brasil. **Floresta** 32, 1, 2002.
<http://dx.doi.org/10.5380/ufpr.v32i1.2366>.

RORATO, D.G.; ARAUJO, M.M.; GRIEBELER, A.M.; REDIN, C.G.; DUTRA, A.F.; AIMI, S.C.; TURCHETTO, F. Structural variations in remnants of mixed ombrophilous forest in the extreme south of Brazil. **BOSQUE** 41, 3, 365–372, 2020.
<https://doi.org/10.4067/S0717-92002020000300365>.

ROSOT, M. A. D. Manejo florestal de uso múltiplo: uma alternativa contra a extinção com Floresta com Araucária?. **Pesquisa Florestal Brasileira**, 55, 75, 2007.

RUSCHEL, A. R.; NODARI, E. S.; GUERRA, M. P.; NODARI, R. O. Evolução do uso e valorização das espécies madeiráveis da floresta estacional decidual do Alto Uruguai, SC. **Ciência Florestal**, v. 13, n. 1, p. 156-166, 2003.

SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; EISFELD, R. L. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de Araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.) no estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, Guarapuava, v. 5, n. 1, p. 101-112, 2003.

SANQUETTA, C. R. **Perspectivas da recuperação e do manejo sustentável das florestas de araucaria**. Com Ciência: Revista Eletrônica de Jornalismo Científico, n. 68, ago. 2005.

SANQUETTA, C. R.; MATTEI, E. Perspectivas de recuperação e manejo sustentável das florestas de araucária. 1o ed. Curitiba, PR: **Multi-Graphic Gráfica**. 2006.

SCHAAF, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná.** (Doctoral dissertation, Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)–Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba), 2001. 131 f.

SCHORN, L.A.; GASPER, A.L.; MEYER, L.; VIBRANS, A.C. Synthesis of the structure of forest remnants in Santa Catarina, in: VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. (Eds.), Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: diversidade e conservação dos remanescentes florestais. **Edifurb**, Blumenau, v. 1, ch. 7, pp. 125–142, 2012.

SCIPIONI, M.C.; NETO, A.L.; SIMINSKI, A.; DOS SANTOS, V. Forest edge effects on the phytosociological composition of an araucaria forest fragment in Southern Brazil. **Floresta** 48, 4, 483–492, 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v48i4.51281>.

SCIPIONI, M.C.; DOBNER, M.; LONGHI, S.J.; VIBRANS, A.C.; SCHNEIDER, P.R. The last giant araucaria trees in southern Brazil. **Scientia Agrícola** 76, 220–226. 2019. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2017-0264>.

SCIPIONI, M. C.; FONTANA, C.; OLIVEIRA, J. M.; JUNIOR, L. S.; ROIG, F. A.; TOMAZELLO-FILHO, M. Effects of cold conditions on the growth rates of a subtropical conifer. **Dendrochronologia**, 68, 125858, 2021.

SCIPIONI, M.C.; HIGUCHI, P.; FOCKINK, G.D.; ALLEN, C. D. Old-growth structural attributes associated with the last giant subtropical conifers in South America. **Austral Ecology**, 1-15, 2022. <https://doi.org/10.1111/aec.13212>.

SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A.C.; GASPER, A.D. Considerações finais sobre a Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. Inventário florístico florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrófila Mista. **Edifurb**, Blumenau, 275 – 278, 2013.

SFB – SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Inventário Florestal Nacional: Principais Resultados: Paraná. **Serviço Florestal Brasileiro, Ministério do Meio Ambiente**, Brasília, DF, 2018a.

SFB – SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Inventário Florestal Nacional: Principais Resultados: Rio Grande do Sul. **Serviço Florestal Brasileiro, Ministério do Meio Ambiente**, Brasília, DF, 2018b.

SFB – SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Inventário Florestal Nacional: Principais Resultados: Município de Caçador – SC. **Serviço Florestal Brasileiro, Ministério do Meio Ambiente**, Brasília, DF, 2019.

SHANNON, C.E. A mathematical theory of communication. **The Bell System Technical Journal** 27, 3, 379–423, 1948.

SILVA, A.C.D.; HIGUCHI, P.; AGUIAR, M.D.D.; NEGRINI, M.; NETO, J.F.; HESS, A.F. Relações florísticas e fitossociologia de uma floresta ombrófila mista montana secundária em Lages, Santa Catarina. **Ciência Florestal** 22, 193–206, 2012. <https://doi.org/10.5902/198050985091>.

SILVA, D. O.; PRESTES, A.; KLAUSNER, V.; SOUZA, T. G. G. Climate Influence in Dendrochronological Series of *Araucaria angustifolia* from Campos do Jordão, Brazil. **Atmosphere**, 12(8), 957, 2021.

SIMINSKI, A.A. **A floresta do futuro**: conhecimento, valorização e perspectivas de uso das formações florestais secundárias no estado de Santa Catarina. Doctoral dissertation. UFSC, Florianópolis, 2009.

SIMPSON, E.H. Measurement of diversity. **Nature** 163, 4148, 688–688, 1949. <https://doi.org/10.1038/163688a0>.

SOUZA, K.; SOUZA, C.D.; ROSA, M.D.; CRUZ, A.P.; LIMA, C.L.; SILVA, J.D.; LAZZARIN, L.C.; LEOBENS, R.; DIAS, R.A.R.; SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; SCHIMALSKI, M.B. Estrutura e estratégias de dispersão do componente arbóreo de uma floresta subtropical ao longo de uma topossequência no Alto-Uruguaí. **Scientia Forestalis** 43, 106, 321–332, 2015.

SPIES, T.A. Ecological concepts and diversity of old-growth forests. **Journal of Forestry** 102, 3, 14–20, 2004. <https://doi.org/10.1093/jof/102.3.14>.

- STEPKA, T. F.; MATTOS, P. P.; FIGUEIREDO FILHO, A.; BRAZ, E. M.; MACHADO, S. A. Growth of *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* and *Ocotea porosa* in different locations within the Araucaria forest in the southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, 486, 118941, 2021.
- STURGES, H. A. The choice of a class interval. **Journal of the american statistical association**, 21, 153, 65-66, 1926.
- THOMAS, P. *Araucaria angustifolia*. **The IUCN red list of threatened species**, e.T32975A2829141, 2013. **Red list: version 2021-1**, 2021. Retrieved in 2021, August 26, 2021. www.iucnredlist.org. DOI: <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T32975A2829141.en>.
- THOMÉ, N. **Ciclo da Madeira: história da devastação da Floresta da Araucária e do desenvolvimento da indústria da madeira em Caçador e na região do Contestado no século XX**. Impressora Universal Gráfica e Editora, 1995.
- UDDIN, M.P., MAMUN, M.A., HOSSAIN, M.A. PCA-based feature reduction for hyperspectral remote sensing image classification. **IETE Technical Review** 38, 4, 1–21, 2020. <https://doi.org/10.1080/02564602.2020.1740615>.
- UHL, C.; VIEIRA, I. C. G. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Pará. **Biotropica**, p. 98-106, 1989.
- VALENTE, T. P.; NEGRELLE, R. R.; SANQUETTA, C. R. Regeneração de *Araucaria angustifolia* em três fitofisionomias de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Iheringia**, Série Botânica, v. 65, n. 1, p. 17-24, 2010.
- VAN LAAR, A.; AKÇA, A. **Forest Mensuration** (Vol. 13). Springer Science & Business Media, Berlin, Heidelberg. 2007.
- VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; LINGNER, D. V.; DE GASPER, A. L.; SABBAGH, S. The Floristic and Forest Inventory of Santa Catarina State (IFFSC): methodological and operational aspects. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 291 – 302, 2010.

VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; UHLMANN, A.; SCHORN, L.A.; SOBRAL, M.G.; DE GASPER, A.L.; LINGNER, D.V.; BROGNI, E.; KLEMZ, G.; GODOY, M.B.; VERDI, M. Structure of mixed ombrophilous forests with *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) under external stress in Southern Brazil. **Revista de Biologia Tropical** 59, 3, 1371–1387, 2011.

VIBRANS, A.C., MOSER, P., LINGNER, D.D., GASPER, A.D. Metodologia do inventário florístico florestal de Santa Catarina. **Diversidade e conservação dos remanescentes florestais: inventário florístico florestal de Santa Catarina** 1, 31–63, 2012.

VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrófila Mista**. V. 3. Edifurb, Blumenau, 2013a. 448 p.

VIBRANS, A. C.; MCROBERTS, R.; LINGNER, D. V.; NICOLETTI, A. L.; MOSER, P.; NICOLETTI, A. Extensão original e remanescentes da Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS A. C.; SEVEGNANI L.; GASPER A. L.; LINGNER D. V. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrófila Mista**. Blumenau: **Edifurb**, p. 25-31, 2013b.

VIBRANS, A.C.; MOSER, P.; MAÇANEIRO, J.P.; LINGNER, D.V.; SILVA, L.S.; PIAZZA, G.A. Sampling of mixed ombrophilous forest remnants in Santa Catarina, in: VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L.; LINGNER, D.V. (Eds.), **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: Floresta ombrófila mista**, third ed. **Edifurb**, Blumenau, ch. 2., pp. 33–93, 2013c.

VIBRANS, A.C.; MOSER, P.; OLIVEIRA, L.Z.; DE MAÇANEIRO, J.P. Generic and specific stem volume models for three subtropical forest types in southern Brazil. **Annals of Forest Science** 72, 6, 865–874, 2015. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0481-x>.

VIBRANS, A.C.; GASPER, A.L.D.; MOSER, P.; OLIVEIRA, L.Z.; LINGNER, D.V.; SEVEGNANI, L. Insights from a large-scale inventory in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Scientia Agricola** 77, 1–12, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-992X-2018-0036>.

VIEIRA, F.S. **Avaliação da regeneração natural e componente arbóreo adulto em áreas de preservação permanente inseridas em duas fitofisionomias de alto valor de conservação.** Master's thesis. Universidade do Estado de Santa Catarina, 2019.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis.** Springer-Verlag, New York, 2016.

WICKHAM, H., FRANÇOIS, R., HENRY, L., MÜLLER, K. **dplyr: A Grammar of Data Manipulation.** R package version 1.0.2, 2020. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.

WILKE, C.O. **cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for 'ggplot2'.** R package version 1.1.0, 2020. <https://CRAN.R-project.org/package=cowplot>.

WIRTH, C.; MESSIER, C.; BERGERON, Y.; FRANK, D.; FANKHÄNEL, A. Old-growth forest definitions: a pragmatic view. In: Old-growth forests. Springer, Berlin, **Heidelberg**, p. 11-33, 2009.

ZEILEIS, A., HOTHORN, T. **Diagnostic Checking in Regression Relationships.** R News, 2, 3, 7–10, 2020. <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews>.

MATERIAL SUPLEMENTAR A

Species found in the old-growth forest, given in order of descending importance value index (IVI).

Species	N	Density	Dominance	Frequency	IVI
	Individuals	%	%	%	% 0–300
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	331	14.85	50.01	5.41	70.26
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	254	11.40	6.01	2.49	19.89
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	80	3.59	7.05	3.36	14.00
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	94	4.22	2.74	3.36	10.32
<i>Eugenia uniflora</i> L.	107	4.80	1.20	3.95	9.95
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke.	85	3.81	2.14	3.51	9.46
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	82	3.68	2.55	2.78	9.00
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	82	3.68	1.48	3.36	8.52
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	85	3.81	0.73	3.95	8.49
<i>Myrcia oblongata</i> DC.	68	3.05	0.96	2.78	6.78
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	47	2.11	0.87	3.36	6.34
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	47	2.11	1.86	1.75	5.73
<i>Muellera campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	50	2.24	1.64	1.61	5.49
<i>Banara tomentosa</i> Clos.	43	1.93	0.47	2.92	5.32
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	43	1.93	0.82	2.49	5.24
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	51	2.29	1.22	1.61	5.12
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	31	1.39	1.02	2.19	4.61
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	34	1.53	1.11	1.90	4.53
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	35	1.57	0.53	2.19	4.29
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	40	1.79	0.29	2.05	4.13
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	25	1.12	1.46	1.46	4.04
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	17	0.76	2.23	0.88	3.87
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S. Cowan) P.G. Waterman	19	0.85	0.69	1.75	3.30
<i>N.I.</i>	17	0.76	0.53	1.90	3.20
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P. Burton & E. Lucas	31	1.39	0.24	1.46	3.09
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	28	1.26	0.65	1.17	3.07
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	15	0.67	1.18	1.17	3.02
<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	27	1.21	0.23	1.46	2.90
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	24	1.08	0.56	1.17	2.81
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	31	1.39	0.59	0.73	2.71
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek.	17	0.76	0.27	1.61	2.64
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	10	0.45	0.60	1.32	2.36
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	11	0.49	0.28	1.17	1.95
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	13	0.58	0.46	0.88	1.92
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard.	10	0.45	0.11	1.32	1.87
<i>Stryrax leprosus</i> Hook. & Arn.	12	0.54	0.17	1.17	1.87
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	7	0.31	0.50	1.02	1.84
<i>Ilex dumosa</i> Reissek.	9	0.40	0.09	1.17	1.67

<i>Myrceugenia mesomischa</i> (Burret) D. Legrand & Kausel	11	0.49	0.11	1.02	1.63
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br.	10	0.45	0.29	0.88	1.61
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	8	0.36	0.32	0.88	1.56
<i>Inga virescens</i> Benth.	9	0.40	0.25	0.88	1.53
<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	10	0.45	0.19	0.88	1.52
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	10	0.45	0.11	0.88	1.44
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob.	7	0.31	0.24	0.88	1.44
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H. Rainer	9	0.40	0.09	0.73	1.23
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	10	0.45	0.12	0.58	1.15
<i>Duranta vestita</i> Cham.	7	0.31	0.05	0.73	1.09
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	6	0.27	0.05	0.73	1.05
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	9	0.40	0.17	0.44	1.01
<i>Oreopanax fulvum</i> Marchal	7	0.31	0.11	0.58	1.01
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	6	0.27	0.14	0.58	0.99
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	5	0.22	0.28	0.44	0.94
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	11	0.49	0.10	0.29	0.89
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	4	0.18	0.09	0.58	0.85
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	5	0.22	0.12	0.44	0.78
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	4	0.18	0.39	0.15	0.72
<i>Monteverdia truncata</i> (Nees) Biral	7	0.31	0.11	0.29	0.72
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	5	0.22	0.04	0.44	0.70
<i>Ilex</i> sp.	3	0.13	0.09	0.44	0.67
<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	4	0.18	0.15	0.29	0.62
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	3	0.13	0.03	0.44	0.60
<i>Feijoa sellowiana</i> (O. Berg.) Burret.	3	0.13	0.02	0.44	0.59
<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N. Silveira	3	0.13	0.02	0.44	0.59
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	4	0.18	0.04	0.29	0.51
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	1	0.04	0.30	0.15	0.49
<i>Clethra scabra</i> Pers.	3	0.13	0.04	0.29	0.47
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	3	0.13	0.03	0.29	0.46
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	2	0.09	0.03	0.29	0.41
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	2	0.09	0.02	0.29	0.41
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	2	0.09	0.02	0.29	0.40
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	2	0.09	0.01	0.29	0.40
<i>Schaefferia argentinensis</i> Speg.	2	0.09	0.01	0.29	0.39
<i>Manihot grahamii</i> Hook.	3	0.13	0.03	0.15	0.31
<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	3	0.13	0.02	0.15	0.31
<i>Quillaja lancifolia</i> D. Don	1	0.04	0.04	0.15	0.23
<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand	1	0.04	0.03	0.15	0.22
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	1	0.04	0.02	0.15	0.22
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	1	0.04	0.02	0.15	0.21
<i>Drymis brasiliensis</i> Miers.	1	0.04	0.02	0.15	0.21
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	1	0.04	0.01	0.15	0.21
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	1	0.04	0.01	0.15	0.20
<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D. Legrand & Kausel	1	0.04	0.01	0.15	0.20

<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	1	0.04	0.01	0.15	0.20
<i>Myrcia</i> sp.	1	0.04	0.01	0.15	0.20
<i>Roupala montana</i> Aubl.	1	0.04	0.01	0.15	0.20
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	1	0.04	0.00	0.15	0.20
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	1	0.04	0.00	0.15	0.20
<i>Eugenia</i> sp.	1	0.04	0.00	0.15	0.20
TOTAL	2229	100.0	100.0	100.0	300.0

MATERIAL SUPLEMENTAR B

Species found in the secondary forest, given in order of descending importance value index (IVI).

Species	N	Density	Dominance	Frequency	IVI
	Individuals	%	%	%	% 0-300
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	199	7.67	18.22	4.23	30.13
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	174	6.71	7.24	3.06	17.01
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	159	6.13	5.92	2.70	14.76
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	92	3.55	7.56	3.64	14.75
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	154	5.94	4.48	2.70	13.12
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	87	3.36	5.01	2.82	11.18
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	112	4.32	3.15	2.35	9.82
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg.	87	3.36	3.07	2.59	9.01
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke.	85	3.28	2.71	2.47	8.45
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	59	2.28	4.09	1.76	8.13
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	59	2.28	3.02	2.70	8.00
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	89	3.43	0.97	3.41	7.81
<i>Myrcia oblongata</i> DC.	81	3.12	1.69	2.35	7.17
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S. Cowan) P.G. Waterman	45	1.74	1.99	2.70	6.43
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	65	2.51	1.24	2.23	5.98
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	46	1.77	2.29	1.76	5.83
<i>Banara tomentosa</i> Clos.	49	1.89	0.58	2.70	5.17
<i>Eugenia uniflora</i> L.	58	2.24	0.93	1.88	5.05
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	36	1.39	1.41	2.23	5.03
<i>Stryrax leprosus</i> Hook. & Arn.	57	2.20	0.86	1.88	4.94
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	38	1.47	0.98	2.47	4.91
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	43	1.66	1.44	1.65	4.74
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	33	1.27	1.27	1.53	4.07
<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	46	1.77	0.60	1.65	4.02
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	39	1.50	0.86	1.65	4.01
<i>Clethra scabra</i> Pers.	32	1.23	1.19	1.41	3.83
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	30	1.16	0.31	2.12	3.58
<i>Ilex dumosa</i> Reissek.	26	1.00	0.89	1.65	3.53
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	32	1.23	0.63	1.53	3.39
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	29	1.12	0.73	1.41	3.26
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	19	0.73	1.43	0.94	3.11
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob.	20	0.77	1.19	1.06	3.01
<i>N.I.</i>	18	0.69	0.81	1.41	2.91
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br.	20	0.77	0.82	1.29	2.89
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	24	0.93	0.29	1.65	2.86
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	27	1.04	0.70	1.06	2.80
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	20	0.77	0.72	1.18	2.66
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	19	0.73	0.74	1.18	2.65

<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	22	0.85	0.57	0.94	2.36
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	12	0.46	1.07	0.82	2.35
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	13	0.50	0.22	1.41	2.13
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	16	0.62	0.24	1.18	2.03
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek.	11	0.42	0.32	1.06	1.80
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	11	0.42	0.25	0.94	1.62
<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	13	0.50	0.31	0.71	1.51
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard.	10	0.39	0.21	0.82	1.42
<i>Roupala montana</i> Aubl.	10	0.39	0.45	0.47	1.31
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	5	0.19	0.50	0.47	1.16
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	13	0.50	0.25	0.35	1.11
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H. Rainer	8	0.31	0.07	0.71	1.09
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	6	0.23	0.15	0.71	1.08
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A. St.-Hil. & Tul.) Mart.	5	0.19	0.28	0.59	1.06
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	13	0.50	0.20	0.35	1.05
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	6	0.23	0.21	0.59	1.03
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	7	0.27	0.23	0.47	0.97
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P. Burton & E. Lucas	6	0.23	0.07	0.59	0.89
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	5	0.19	0.31	0.35	0.85
<i>Myrrhimum atropurpureum</i> Schott	8	0.31	0.12	0.35	0.78
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	4	0.15	0.16	0.47	0.78
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	9	0.35	0.16	0.24	0.74
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	5	0.19	0.14	0.35	0.69
<i>Quillaja lancifolia</i> D. Don	5	0.19	0.13	0.35	0.68
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	4	0.15	0.10	0.35	0.61
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	5	0.19	0.04	0.35	0.59
<i>Feijoa sellowiana</i> (O. Berg.) Burret.	4	0.15	0.04	0.35	0.55
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	3	0.12	0.06	0.35	0.52
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	4	0.15	0.13	0.24	0.52
<i>Drymis brasiliensis</i> Miers.	3	0.12	0.03	0.35	0.49
<i>Myrceugenia mesomischa</i> (Burret) D. Legrand & Kausel	3	0.12	0.02	0.35	0.49
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	2	0.08	0.18	0.24	0.49
<i>Schinus lentiscifolia</i> Marchand	2	0.08	0.09	0.24	0.40
<i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	4	0.15	0.12	0.12	0.39
<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. Ex Reissek) Biral	3	0.12	0.03	0.24	0.38
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	2	0.08	0.06	0.24	0.38
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	2	0.08	0.02	0.24	0.33
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	2	0.08	0.12	0.12	0.31
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	2	0.08	0.06	0.12	0.25
<i>Eugenia</i> sp.	2	0.08	0.03	0.12	0.22
<i>Dasyphyllum</i> sp.	1	0.04	0.04	0.12	0.20
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	1	0.04	0.04	0.12	0.19
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	1	0.04	0.02	0.12	0.18
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	1	0.04	0.02	0.12	0.18
<i>Myrcia palustris</i> DC.	1	0.04	0.02	0.12	0.17
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	1	0.04	0.01	0.12	0.17

<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	1	0.04	0.01	0.12	0.17
<i>Myrceugenia</i> sp.	1	0.04	0.01	0.12	0.17
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	1	0.04	0.01	0.12	0.17
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	1	0.04	0.01	0.12	0.17
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	1	0.04	0.01	0.12	0.17
<i>Duranta vestita</i> Cham.	1	0.04	0.01	0.12	0.16
<i>Oreopanax fulvum</i> Marchal	1	0.04	0.01	0.12	0.16
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	1	0.04	0.01	0.12	0.16
<i>Schaefferia argentinensis</i> Speg.	1	0.04	0.01	0.12	0.16
TOTAL	2593	100.0	100.0	100.0	300.0